

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE CONFINAMENTO DE SOLOS FINOS PORTUGUESES: SELECÇÃO DOS LIXIVIADOS E DOS SOLOS

Evaluation of Portuguese fine-grained soils as liners to waste disposals: leachate and soil selections

António José Roque*

RESUMO – O presente estudo evidenciou que no transporte dos poluentes através dos solos finos, deve ser tomada em consideração, não apenas a condutividade hidráulica, como prescreve o Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio e a maior parte dos regulamentos internacionais, mas também o coeficiente de difusão e o factor de retardamento dos poluentes. A tomada de consciência da importante influência da difusão molecular e da retenção na migração dos poluentes através dos solos significa que é mais correcto, por simular com maior aproximação as condições reais, dimensionar as barreiras minerais presentes nos aterros de resíduos com base no transporte dos poluentes por advecção e por difusão. De forma a se obter uma amostragem alargada sobre o transporte dos poluentes nos solos, procedeu-se, numa primeira fase do programa de investigação, à preparação de dois lixiviados, representativos dos produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos, à caracterização de trinta amostras recolhidas em diferentes formações argilosas portuguesas e à selecção de amostras representativas e, numa segunda fase, ao estudo do desempenho hidrogeoquímico dos solos com base, quer na compatibilidade solo-lixiviado, quer no tempo de transporte das espécies químicas nos solos por advecção e por difusão. Neste artigo apenas se apresentam os trabalhos desenvolvidos na primeira fase.

SYNOPSIS – The present study has shown that the pollutant transport through fine-grained soils must take into account not only the hydraulic conductivity, as is established by Decree-Law n.º 152/2002, 23 May and by most international regulations, but also the diffusion coefficient and the retardation factor of pollutants. The awareness of the important influence of molecular diffusion and of retention on the migration of pollutants in soils indicates that the most adequate procedure, since it simulates with highest accuracy the *in situ* conditions, is to dimension the clay liners based on pollutant transport by advection and by diffusion.

In order to obtain a comprehensive sampling about the importance of pollutant transport in soils, the preparation of two leachates, representing the ones produced in waste disposals, was carried out, in a first phase. The same phase also included the characterisation of thirty samples collected in different Portuguese clayey formations as well as the selection of representative samples. The second phase comprised the study of the soil-leachate compatibility and of pollutant transport by advection and by diffusion. This article only presents the works developed in the first phase.

1 – INTRODUÇÃO

O respeito pelo ambiente e o tratamento e armazenamento de resíduos, em particular, não se consideravam prioritários após a 2.^a Guerra Mundial. Uma série de incidentes no final dos anos 60 e nos anos 70 vieram evidenciar que a eliminação dos resíduos sem nenhum controlo

*Doutor em Engenharia Civil – Solos pelo INSA de Lyon, Mestre em Geologia de Engenharia pela UNL, Investigador Auxiliar do LNEC (e-mail: aroque@lnec.pt)

representava uma fonte potencial de poluição do ambiente, levando à tomada de consciência da importância de uma gestão controlada dos resíduos e da necessidade de produzir legislação específica sobre a sua gestão e armazenamento. De entre os incidentes, salientam-se: a descoberta, em 1972, de bidões de cianeto abandonados nas proximidades de Nuneaton, no Reino Unido, num local que estava a ser utilizado como jardim para crianças; a identificação, em 1977, de uma fuga de lixiviados e de gás tóxicos em Love Canal, Nova Iorque; e a localização, em 1971, de 3000 toneladas de arsénio e cianeto armazenadas num lago alemão.

As manifestações públicas de desagrado crescentes após cada novo incidente ambiental e a tomada de consciência das administrações centrais, regionais e locais de que a eliminação dos resíduos sem nenhum controlo constituía uma fonte importante de contaminação dos solos e dos recursos hídricos e, por isso, uma ameaça à qualidade de vida das populações, por um lado, e o facto de o volume de resíduos produzidos não parar de crescer, por outro, foram razões suficientemente fortes para que, ao nível de cada país e das organizações internacionais, se tenham produzido planos estratégicos de gestão dos resíduos, em geral, e do seu armazenamento em estruturas que garantissem o seu isolamento do meio ambiente envolvente, em particular.

Em Portugal, o quadro legislativo da gestão dos resíduos alterou-se radicalmente na última década. Passou-se de um armazenamento desordenado dos resíduos, para uma estratégia nacional para os resíduos. De forma a levar à prática as medidas previstas no Decreto-Lei n.º 239/97, de 9 de Setembro, que passou a estabelecer as regras a que ficava sujeita a gestão de resíduos, salientam-se: a aprovação, em Novembro de 1997, do Plano Estratégico Sectorial dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU), que constitui o principal referencial estratégico da gestão destes resíduos em Portugal e, em Dezembro de 1999 (revisto em 2000 e 2001), do Plano Estratégico Sectorial da Gestão dos Resíduos Industriais (PESGRI), que constitui, neste caso, o principal referencial estratégico da gestão destes resíduos em Portugal. Com a publicação do Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, passou a estar regulamentada a instalação, exploração, encerramento e manutenção pós-encerramento dos aterros de resíduos.

Ainda que, no quadro de uma gestão dos resíduos sustentável, os aterros de resíduos sejam vistos, por diferentes razões, como o último recurso na hierarquia das opções de gestão dos resíduos, na maior parte dos países a percentagem mais importante dos resíduos continua a ter como destino final a deposição em aterro. Segundo Williams (1998), entre vinte países ocidentais (os quinze países da União Europeia anteriores ao último alargamento, o Canadá, os Estados Unidos da América, o Japão, a Noruega e a Suíça), onze depositavam mais de 50% dos resíduos urbanos produzidos em aterros e dezasseis, mais de 25%. A Suíça, o Luxemburgo e o Japão são, de entre os países enumerados por Williams (1998), os que menos praticam o armazenamento em aterros de resíduos.

Em Portugal, a evolução da gestão dos resíduos urbanos prevista pelo PERSU entre 1995 e 2005 era a seguinte: em 1995, 73% dos resíduos seriam ainda armazenados em vazadouros não controlados, 14% em aterros de resíduos, 0% incinerados, 4% reciclados e 9% tratados pela via anaeróbica e compostagem; em 2005, 0% em vazadouros não controlados, 25% em aterros de resíduos, 25% incinerados, 25% reciclados e 25% tratados pela via anaeróbica e compostagem. No que se refere às 70000 toneladas de resíduos industriais perigosos, o PESGRI previa a repartição seguinte: 16000 toneladas (incineração obrigatória) seriam co-incineradas, 6000 toneladas tratadas por meios físico-químicos, 44000 toneladas depositadas em aterros de resíduos e 2000 toneladas tratadas no estrangeiro.

A tomada de consciência da importância dos desafios ambientais para a comunidade geotécnica é confirmada pelo número crescente de publicações apresentadas desde o final dos anos 70 nos congressos internacionais da Sociedade Internacional de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica (ISSMGE) e da Associação Internacional de Geologia de Engenharia e Ambiente (IAEG). A ISSMGE passou mesmo a organizar, a partir de 1994, um novo

congresso internacional exclusivamente dedicado às questões ambientais. Foi assim que apareceu o Congresso Internacional sobre Geotecnia Ambiental de Edmonton, Canadá, a que se seguiram o de Osaka, em 1996, de Lisboa, em 1998 e do Rio de Janeiro, em 2002. Aquando do congresso de Lisboa, o “*Comité Técnico TC-5 para a Geotecnia Ambiental*” da ISSMGE apresentou um primeiro relatório que formalizou o quadro de actuação da Geotecnia Ambiental, nomeadamente a concepção e o projecto dos aterros de resíduos e os mecanismos de transporte dos poluentes nos solos.

Foi também neste contexto de crescente importância dos temas relacionados com a Geotecnia Ambiental, que o Laboratório Nacional de Engenharia Civil, através do Departamento de Geotecnia, passou a desenvolver, a partir do final dos anos 80, trabalhos de investigação visando o estabelecimento: de metodologias de determinação da condutividade hidráulica *in situ* em solos saturados e não saturados e de avaliação do desempenho hidrogeoquímico dos solos finos potencialmente adequados para a construção das barreiras minerais presentes nos aterros de resíduos.

Apesar de, à data de início do programa de investigação, já existirem vários trabalhos publicados sobre a avaliação da capacidade dos solos argilosos assegurarem, em termos eficazes, o confinamento dos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos, ainda continuavam a haver incertezas e domínios pouco explorados, nomeadamente no que se referia:

1. segundo van Impe (1998) e Clark (1998), ao efeito a longo prazo da percolação dos lixiviados na capacidade de confinamento das barreiras minerais;
2. segundo Salim (1994), ao efeito dos lixiviados multiespécies, como sejam os lixiviados reais, no tempo de transporte dos metais pesados através das barreiras minerais;
3. segundo Evans et al. (1990), ao dimensionamento das barreiras minerais com base no tempo de transporte advectivo e difusivo dos poluentes;
4. segundo Daniel (1998), ao desempenho hidrogeoquímico das barreiras minerais com base na observação do seu comportamento em aterros de resíduos, durante as fases de exploração e pós-encerramento e em centros experimentais de armazenamento de resíduos com fins de investigação.

A documentação ainda pouco abundante no que respeita às matérias tratadas nos pontos 1. a 3. (o ponto 4. não fazia parte dos objectivos do programa de investigação) resulta em grande parte:

- i. dos custos e do tempo necessário à realização dos programas experimentais;
- ii. dos custos e da complexidade das análises químicas dos lixiviados e dos solos;
- iii. do pouco conhecimento, de uma parte muito significativa dos geotécnicos, dos conceitos teóricos e dos procedimentos experimentais necessários à estimação do tempo de transporte advectivo e difusivo dos poluentes através dos solos.

Quando este trabalho foi programado, observou-se que, de entre os estudos efectuados, a maior parte dos quais pioneiros nos temas investigados, os mais avançados no domínio da avaliação do desempenho hidrogeoquímico das barreiras minerais diziam respeito:

- a. às argilas puras, como as montmorilonites sódica e cálcica, a ilite e a caulinite, efectuados por Shackelford (1988) e Phadungchewit (1990), e às misturas solo/bentonite, efectuados por Cavalcante Rocha (1995);
- b. aos lixiviados simulados em laboratório preparados a partir de um número reduzido de espécies químicas, efectuados por Shackelford (1988) e Salim (1994);
- c. à determinação do tempo de transporte dos poluentes com base nos valores da condutividade hidráulica, efectuados por Dunn (1983) e Cavalcante Rocha (1995) ou

do coeficiente de difusão, efectuados por Shackelford (1988), Barone (1990) e Salim (1994).

Face ao quadro traçado precedentemente, decidiu-se (Roque, 2001):

1. seleccionar espécies químicas inorgânicas representativas dos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos;
2. seleccionar concentrações químicas representativas destas espécies químicas;
3. amostrar formações argilosas portuguesas que cobrissem uma vasta gama de características geotécnicas e constituíssem uma potencial área de empréstimo para a construção de barreiras minerais de aterros de resíduos com condutividade hidráulica inferior ou igual a 1×10^{-9} m/s;
4. estudar o desempenho hidrogeoquímico dos solos com base, quer na compatibilidade solo-lixiviado, quer no tempo de transporte das espécies químicas por advecção e por difusão.

Os pontos 1., 2. e 3. pertencem à primeira fase do programa de investigação e são apresentados neste artigo; o ponto 4. pertence à segunda fase e será tratado em trabalhos a publicar oportunamente.

2 – CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS

2.1 – Introdução

Os lixiviados produzidos nos aterros de resíduos seriam, naturalmente, as soluções mais indicadas para se avaliar, em laboratório, o desempenho hidrogeoquímico dos solos a utilizar na construção das barreiras minerais. Todavia, na fase de projecto de um aterro de resíduos, existe quase sempre muito pouca, ou nenhuma, informação disponível sobre as características dos lixiviados que serão produzidos nestas infraestruturas. Nestes casos, as características dos lixiviados podem ser simuladas com base em métodos propostos na bibliografia. Nos casos em que são conhecidos os principais resíduos a depositar em aterro, a norma ASTM D 3987 descreve o procedimento para se obter, a partir da realização de ensaios de eluviação sobre os resíduos, um lixiviado que simule as principais características do lixiviado real. Segundo Zimmie et al. (1981), deviam-se utilizar nos estudos de avaliação do desempenho hidrogeoquímico dos solos, lixiviados preparados em laboratório com diferentes concentrações químicas.

Tendo por base a informação recolhida e o estado dos conhecimentos, decidiu-se preparar em laboratório um lixiviado ácido e outro neutro a ligeiramente alcalino, para avaliar o desempenho hidrogeoquímico dos solos finos portugueses. Para além destes dois lixiviados, ditos “*simulados*” ou “*sintéticos*”, foi igualmente utilizada, como solução de percolação, água desmineralizada.

A selecção destas três soluções teve por finalidade:

1. simular as características dos lixiviados ácidos produzidos, tipicamente, na fase jovem dos aterros, ou seja, na fase de exploração e nos primeiros anos da fase de pós-encerramento;
2. simular as características dos lixiviados neutros a alcalinos produzidos, tipicamente, na fase madura dos aterros, ou seja, após os primeiros anos da fase de pós-encerramento;
3. comparar os valores da condutividade hidráulica obtidos em provetes com as mesmas características, sendo que um foi percolado directamente com água desmineralizada (solução de referência) e o outro directamente com o lixiviado ácido;

4. avaliar a compatibilidade dos solos finos portugueses ao lixiviado ácido, com base na relação dos valores da condutividade hidráulica obtidos em provetes com as mesmas características, sendo que um foi percolado inicialmente com água desmineralizada e em seguida com o lixiviado ácido e o outro directamente com o lixiviado ácido;
5. estimar, em provetes com as mesmas características, a influência de se percolar um deles inicialmente com água desmineralizada e em seguida com o lixiviado ácido e o outro inicialmente com o lixiviado ácido e em seguida com o lixiviado neutro a ligeiramente alcalino, nos valores da condutividade hidráulica e no tempo de transporte advectivo dos poluentes;
6. estimar a influência do pH dos lixiviados ácido e neutro a ligeiramente alcalino no tempo de transporte advectivo e difusivo dos poluentes.

As principais razões que ditaram a utilização de lixiviados simulados em laboratório, e não de lixiviados reais, foram as seguintes:

1. garantir a manutenção das características dos lixiviados durante todo o período de realização do programa experimental (caso se tivesse optado pela utilização de lixiviados reais, os inconvenientes seriam, essencialmente, a necessidade de prever desde o início dos trabalhos a quantidade total de lixiviado a utilizar nos ensaios e de manter sob congelação os lixiviados até à sua utilização);
2. garantir a manutenção das características dos lixiviados no período de realização dos ensaios de advecção e difusão, quase sempre muito longos (a evolução da carga orgânica presente nos lixiviados reais seria responsável por alterações importantes nas características físico-químicas destes).

Seguidamente, apresentam-se a metodologia adoptada na selecção das espécies químicas inorgânicas e das suas concentrações, e o procedimento utilizado na preparação dos dois lixiviados.

2.2 – Inventário das características químicas dos lixiviados reais

Na fase da pré-selecção das espécies químicas e das suas concentrações para a preparação dos lixiviados simulados, procedeu-se à:

1. elaboração de uma base de dados das espécies químicas inorgânicas habitualmente presentes nos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos;
2. identificação das principais características químicas dos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos.

A Figura 1 mostra a variação da concentração química de um lixiviado teórico em função do tempo e ilustra a evolução geralmente observada na maior parte dos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos. A fase de exploração (F.E.) corresponde ao período compreendido entre o início da deposição dos resíduos no aterro e a sua cobertura final. Para uma F.E. inferior ou igual a cinco anos, o ponto B coincidiria com o ponto A. No final da fase de observação (F.O.) do pós-encerramento, ponto C, a concentração química do lixiviado é suficientemente fraca para não colocar em risco o meio ambiente envolvente. Observa-se, assim, que o potencial contaminante dos lixiviados reais é máximo no final da fase de exploração, que coincide com a colocação da cobertura final, e diminui em seguida de forma mais ou menos linear e contínua. A Tabela 1 identifica as características dos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos que, habitualmente, apresentam as maiores diferenças entre as fases jovem e matura. A Tabela 2 compara os valores mínimos, médios e máximos de alguns parâmetros propostos por Ehrig (1989), Kruse et al. (1994; citado por

Gromadecki, 1995) e DOE (1995; citado por Williams, 1998), medidos em lixiviados reais durante as fases jovem e matura dos aterros de resíduos. A tabela faz a distinção entre os parâmetros cujos os valores são significativamente diferentes nas duas fases, dos parâmetros cujos os valores são de ordem de grandeza semelhante nas duas fases.

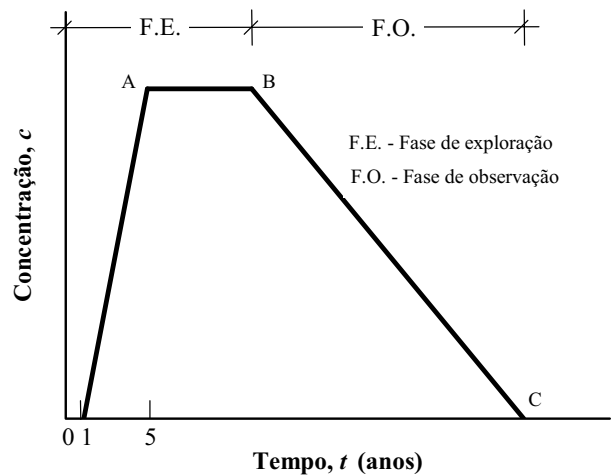


Figura 1 – Variação da concentração química de um lixiviado teórico em função do tempo (adaptado por Bagchi, 1994 a partir de Meyer, 1973 e Griffin et al., 1976).

Lixiviado real jovem	Lixiviado real maturo
Concentrações elevadas de ácidos orgânicos voláteis	Concentrações muito fracas de ácidos orgânicos voláteis
pH ácido	pH neutro a alcalino
Odor desagradável intenso	DBO ₅ inferior a 200 mg/l
DBO ₅ elevado (muitas vezes superior a 20000 mg/l)	Várias centenas de mg/l de DCO
Proporção DBO ₅ /DCO elevada (superior a 0,4)	Proporção DBO ₅ /DCO fraca (inferior a 0,1)
Várias centenas de mg/l de amoníaco	Concentrações fracas de amoníaco
Várias centenas de mg/l de azoto orgânico	Concentrações fracas em metais
Concentrações elevadas de ferro, manganês, cálcio e magnésio	Concentrações elevadas em sais solúveis, por exemplo potássio, sódio e cloretos
Concentrações moderadamente elevadas de alguns metais pesados, por exemplo o zinco	
Concentrações elevadas de outras espécies químicas inorgânicas, por exemplo sódio, potássio e cloretos	

Tabela 2 - Principais diferenças entre as composições químicas dos lixiviados reais nas fases jovem e matura (segundo Ehrig, 1989; Kruse et al., 1994; citado por Gromadecki, 1995; DOE, 1995; citado por Williams, 1998)

Parâmetro	Unidade	Concentração na fase jovem				Concentração na fase matura			
		Ehrig (1989)		DOE (1995)		Ehrig (1989)		DOE (1995)	
		média	min.-máx.	média	min.-máx.	média	min.-máx.	média	min.-máx.

Parâmetros com diferenças importantes entre as fases jovem e matura (segundo Ehrig, 1989)									
pH	escala de Sorensen	6,1	4,5-7,5	7,4	6,2-7,8	6,73	5,12-7,8	8,0	7,5-9,0
Condutividade elétrica	µS/cm	—	—	—	—	16921	5800-52000	—	—
DCO	mg/l	22000	6000-60000	7500	950-40000	36817	2740-152000	3000	500-4500
DBO ₅	mg/l	13000	4000-40000	6300	600-27000	18632	2000-68000	180	20-550
DBO ₅ /DCO	—	0,59	—	0,84	—	0,51	—	0,06	—
Sulfatos	mg/l	500	70-1750	200	35-925	676	<5-1560	80	10-420
Magnésio	mg/l	470	50-1150	285	30-600	384	25-820	180	40-350
Cálcio	mg/l	1200	10-2500	650	80-2300	2241	270-6240	60	20-600
Manganes	mg/l	25	0,3-65	11	1-32	32,94	1,4-164	0,7	0,03-45
Ferro	mg/l	780	20-2100	135	3-500	653,8	48,3-2300	15	3-280
Zinco	mg/l	5	0,1-120	2,2	0,1-16	17,37	0,09-140	0,6	0,03-4
Estrôncio	mg/l	7	0,5-15	—	—	—	—	1	0,3-7

Parâmetros sem diferenças importantes entre as fases jovem e matura (segundo Ehrig, 1989)									
N-total	mg/l	—	—	—	—	—	—	1250	50-5000
Amônio	mg/l	—	—	—	—	922	194-3610	750	30-3000
Nitratos-N	mg/l	—	—	—	—	1,8	<0,2-18	3	0,1-50
Nitritos-N	mg/l	—	—	—	—	0,2	0,01-1,4	0,5	0-25
Cloratos	mg/l	—	—	—	—	1805	659-4670	2100	100-5000
Sódio	mg/l	—	—	—	—	1371	474-2400	1350	50-4000
Potássio	mg/l	—	—	—	—	1143	350-3100	1100	10-2500
Crômio	mg/l	—	—	—	—	0,13	0,03-0,3	0,3	0,03-1,6
Níquel	mg/l	—	—	—	—	0,42	<0,03-1,87	0,2	0,02-2,05
Cobre	mg/l	—	—	—	—	0,13	0,02-1,1	0,08	0,004-1,4
Arsênico	mg/l	—	—	—	—	0,02	<0,001-0,148	160	5-1600
Cádmio	mg/l	—	—	—	—	0,02	<0,01-0,1	6	0,5-140
Mercurio	mg/l	—	—	—	—	0,0004	<0,0001-0,0015	10	0,2-50
Chumbo	mg/l	—	—	—	—	0,28	<0,04-0,65	0,09	0,008-1,02

A fim de seleccionar espécies químicas inorgânicas, e suas concentrações, representativas dos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos, procedeu-se à elaboração de uma base de dados a partir das composições químicas de lixiviados reais publicadas na bibliografia. No período de recolha de dados, a lista incluiu os parâmetros seguintes: pH, condutividade eléctrica (CE), potencial redox (Eh), dureza, alcalinidade, sólidos dissolvidos totais (SDT), ácidos orgânicos voláteis (AOV), carbono orgânico total (COT), carência bioquímica de oxigénio aos 5, 7 e 20 dias (DBO₅, DBO₇, DBO₂₀), carência química de oxigénio (DCO), fenóis, amoníaco, azoto orgânico, nitritos, nitratos, ortofosfatos, sólidos suspensos totais (SST), brometos, cloretos, fluoretos, sulfatos, cianetos, prata, alumínio, boro, bário, bismuto, cálcio, cobalto, ferro, potássio, lítio, magnésio, manganês, sódio, silício, estanho, estrôncio, titânio, tálio, vanádio, arsénio, berílio, cádmio, crómio, cobre, mercúrio, níquel, chumbo, antimónio, selénio e zinco.

Na Tabela 3 apresentam-se apenas os elementos seleccionados para a preparação dos lixiviados em laboratório. Verifica-se, para o conjunto de resultados recolhidos na bibliografia, a ausência de dados sobre os brometos. As medidas de dispersão consideradas permitem observar que cada elemento pode variar entre valores extremos muito afastados. A mesma tabela compara os valores da base de dados construída com os mencionados por Clement et al. (1993) e com os valores máximos recomendados (VMR) e os valores máximos admissíveis (VMA) na água para consumo humano, segundo o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto.

Tabela 3 - Características gerais dos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos e limites de qualidade da água para o consumo humano recolhidos na bibliografia

Parâmetro	Unidade	Valores da base de dados					Composição de 105 lixiviados reais (segundo Clement et al., 1993)			Limites de qualidade da água para o consumo humano ^(*)	
		Total de dados	Concentração			Desvio padrão	Total de dados	Concentração		Concentração	
			média	mín.	máx.			mín.	máx.	máx. recomendado	máx. admissível
pH	escala de Sorensen	601	7	3,5	12,5	0,1	105	4,9	8,9	6,5-8,5	9,5
Condutividade eléctrica	µS/cm	252	8712	35	94000	1418	70	295	38000	400	—
Cloretos	mg/l	488	938	5,3	44000	505	79	7	8800	25	—
Brometos	mg/l	0	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Sulfatos	mg/l	241	278	0,01	6600	129	52	3	3239	25	250
Sódio	mg/l	246	951	12	9500	152	44	35	9500	20	150
Potássio	mg/l	243	567	3	3770	73	51	20	1600	10	12
Magnésio	mg/l	249	200	0,6	15600	23	57	0,6	526	30	50
Cálcio	mg/l	275	655	2	6240	68	57	50	3650	100	—
Amónio	mg/l	276	180	0,08	8000	260	76	0,9	2154	0,05	0,5
Cobre	mg/l	496	0,4	0,002	80	0,9	51	0,0	16	3	—
Zinco	mg/l	575	3,6	0,005	1000	3,1	63	0,0	326	5	—
Cádmio	mg/l	440	0,05	0,00006	17	0,1	—	—	—	—	0,005

(*) Segundo o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto.

2.3 – Composição química dos lixiviados

Nas Tabelas 4 e 5 apresentam-se os sais seleccionados e as concentrações químicas respectivas (expressas em função da normalidade N) utilizados para a preparação dos lixiviados ácido e neutro a ligeiramente alcalino, respectivamente. O sal brometo de cobre CuBr₂ não faz parte da composição química do lixiviado neutro a ligeiramente alcalino devido à precipitação do cobre para o pH deste lixiviado.

Tabela 4 - Composição química do lixiviado ácido

Parâmetro	Unidade	Sais										Total (0,116N)	
		NH ₄ Cl (0,020N)	ZnBr ₂ (0,003N)	MgCl ₂ •6H ₂ O (0,010N)	MgSO ₄ (0,004N)	CdBr ₂ •4H ₂ O (0,001N)	CaCl ₂ •2H ₂ O (0,025N)	NaOH (0,026N)	KOH (0,017N)	CuBr ₂ (0,010N)		Projectado	Medido
Cloretos	mg/l	689		846			1769					3304	2868-3920
Brometos	mg/l		244			142				251		637	nd
Sulfatos	mg/l				400							400	306-388
Sódio	mg/l							600				600	650-750
Potássio	mg/l								650			650	660-720
Magnésio	mg/l			290	101							391	420-523
Cálcio	mg/l						1000					1000	870-960
Amónio	mg/l	350										350	nd
Cobre	mg/l									100		100	88-101
Zinco	mg/l		100									100	145-162
Cádmio	mg/l					100						100	95-163
pH	esc. Sor.											4,6	4,60-4,67
Condutividade eléctrica	µS/cm											—	13350-14890
Potencial redox	mV											—	313-413

nd - Não determinado.

Tabela 5 - Composição química do lixiviado neutro a ligeiramente alcalino

Parâmetro	Unidade	Sais										Total (0,106N)	
		NH ₄ Cl (0,020N)	ZnBr ₂ (0,003N)	MgCl ₂ •6H ₂ O (0,010N)	MgSO ₄ (0,004N)	CdBr ₂ •4H ₂ O (0,001N)	CaCl ₂ •2H ₂ O (0,025N)	NaOH (0,026N)	KOH (0,017N)			Projectado	Medido
Cloretos	mg/l	689		846			1769					3304	2840-3380
Brometos	mg/l		244			142						386	nd
Sulfatos	mg/l				400							400	360-434
Sódio	mg/l							600				600	660-680
Potássio	mg/l								650			650	660-690
Magnésio	mg/l			290	101							391	408-455
Cálcio	mg/l						1000					1000	890-950
Amónio	mg/l	350										350	nd
Zinco	mg/l		100									100	133-154
Cádmio	mg/l					100						100	94-162
pH	esc. Sor.											7,2	7,10-7,26
Condutividade eléctrica	µS/cm											—	13150-14580
Potencial redox	mV											—	233-256

nd - Não determinado.

Para além de as espécies químicas seleccionadas serem representativas das principais espécies químicas inorgânicas presentes nos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos, existiram motivos de interesse adicionais para a sua selecção. Assim, por exemplo, tendo em conta a classificação de Bagchi (1994) para a mobilidade dos poluentes nos solos, observa-se que as espécies químicas seleccionadas se distribuem em três grupos principais (Tabela 6). É de esperar, por isso, que os tempos de transporte por advecção e por difusão destas espécies também sejam diferentes.

Tabela 6 - Classificação das espécies químicas segundo a sua mobilidade nos solos (adaptado de Bagchi, 1994)

<i>Mobilidade elevada</i>	
	Cloretos
	Brometos
	Sulfatos
	Cálcio ⁽¹⁾
<i>Mobilidade moderada</i>	
	Amónio
	Magnésio
	Potássio
	Cádmio
<i>Mobilidade fraca a muito fraca</i>	
	Sódio ⁽²⁾
	Cobre
	Zinco

(1) No caso de o cálcio ser predominante no complexo de troca iónica do solo, pode ser eluviado.

(2) No caso do sódio estar presente no lixiviado em concentrações fracas a sua mobilidade pode ser elevada.

classifica o cádmio como espécie química tóxica e o cobre e zinco como espécies indesejáveis (o cobre e o zinco podem ser igualmente substâncias tóxicas se estiverem presentes em quantidades muito significativas). As concentrações destes metais pesados nas águas de superfície e subterrânea estão regulamentadas por critérios de qualidade muito exigentes. Ainda que a concentração do cádmio não seja muito elevada nos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos (conforme indica a Tabela 3, a concentração média obtida a partir de 440 lixiviados reais foi de 0,05 mg/l, ou seja, dez vezes maior do que o VMA na água para o consumo humano), a sua selecção justifica-se pelas duas razões seguintes: 1. é uma substância cuja toxicidade é elevada; 2. é um dos metais pesados tóxicos com maior mobilidade nos solos. O estudo da mobilidade relativa dos metais pesados é importante no quadro dos resíduos sólidos urbanos e indispensável ao nível dos resíduos industriais dado que estes produzem lixiviados com concentrações de metais pesados que podem variar entre 100 e 10000 mg/l (Phadungchewit, 1990).

Comparando os valores apresentados na Tabela 3 com os valores apresentados nas Tabelas 4 e 5, observa-se que as concentrações do cobre, zinco e cádmio nos lixiviados simulados são muito superiores aos valores médios apresentados na base de dados para os lixiviados reais. Esta diferença justifica-se pelo facto de os metais pesados serem em geral muito retardados pelos solos. A utilização de gradientes de concentração química baixa para estas espécies, por um lado, aumentaria excessivamente o tempo dos ensaios e, por outro, havia sempre o risco destes metais migrarem em concentrações muito baixas para serem detectáveis nas análises químicas.

2.4 – Procedimento utilizado na preparação dos lixiviados

Na preparação dos dois lixiviados simulados utilizaram-se produtos químicos de pureza elevada e água desmineralizada. A massa de cada sal foi obtida numa balança cuja precisão era

Os cloretos e os brometos são, segundo Davis et al. (1980), os traçadores mais frequentemente utilizados, quer pelo seu baixo custo, quer por não serem retardados nos solos. Na bibliografia consultada observou-se que os cloretos eram os traçadores habitualmente utilizados nos estudos geotécnicos sobre o transporte dos poluentes através dos solos. Por este facto e também porque o laboratório onde foram efectuadas as análises químicas não disponha dos meios técnicos necessários ao doseamento dos brometos, decidiu-se utilizar neste estudo como traçadores os cloretos. O Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, que estabelece os limites de qualidade da água para o consumo humano,

de $\pm 0,001$ g. A água desmineralizada foi utilizada para as dissoluções e diluições dos sais, sendo obtida a partir da purificação da água da rede de abastecimento público a Lyon, em coluna de resina sintética. A condutividade eléctrica da água de abastecimento antes da permuta iónica e remoção dos iões pela coluna de resina sintética variava entre 400 e 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto que a da água desmineralizada utilizada era inferior ou igual a 1,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A qualidade da água desmineralizada era controlada periodicamente e sempre que se procedia à preparação de um novo lote de um dos lixiviados.

Ao contrário do lixiviado ácido não foi utilizado, pela razão avançada na secção 2.3, o sal brometo de cobre na preparação do lixiviado neutro a ligeiramente alcalino.

A metodologia seguida permitiu a realização de vários lotes dos dois lixiviados ao longo do programa de ensaios sem que ocorresse nenhuma anomalia assinalável. Salienta-se, no entanto, que o procedimento utilizado na preparação dos lixiviados foi definido na sequência de várias tentativas preliminares, nas quais os principais problemas encontrados foram a libertação do amoníaco, identificada pelo forte odor e a formação de fortes precipitados químicos.

3 – AMOSTRAGEM DOS SOLOS

A metodologia adoptada na preparação do programa de selecção das formações argilosas para a recolha das amostras contemplou as etapas seguintes:

1. definição dos critérios de selecção;
2. recolha de informação;
3. síntese da informação recolhida, inventário das principais formações argilosas ocorrentes no país e identificação dos locais a amostrar;
4. amostragem.

3.1 – Critérios de selecção

Os critérios de selecção adoptados para a recolha das amostras, assim como a sua hierarquização, foram influenciados, por um lado, pela situação de referência da gestão dos resíduos no país à data de início do programa e, por outro, pelo estado dos conhecimentos técnicos e científicos adquiridos a nível nacional e internacional.

Os critérios de selecção utilizados, ordenados segundo o seu grau de importância, foram os seguintes:

- a. recolher solos argilosos potencialmente utilizáveis na construção de barreiras minerais com uma condutividade hidráulica inferior ou igual a 1×10^{-9} m/s;
- b. recolher solos argilosos que cobrissem uma vasta gama de características geotécnicas;
- c. amostrar barreiros com reservas importantes;
- d. amostrar as principais formações argilosas portuguesas;
- e. amostrar barreiros que representassem o único recurso numa vasta região.

3.2 – Recolha de informação

Esta fase de pré-selecção das formações argilosas potencialmente indicadas para a amostragem, apresentou um carácter essencialmente bibliográfico, pelo que constituíram uma importante fonte de informação os estudos já existentes. De entre a bibliografia consultada, salientam-se as notícias explicativas das folhas das Cartas Geológicas de Portugal na escala 1:50 000, bem como os trabalhos de Pereira (1970), Balacó Moreira (1974), Manuppella et al. (1976), Manuppella et al. (1977), Casal Moura e Grade (1983), Grade e Casal Moura (1985), Manuppella et al. (1985) e Pereira (1993).

Foram igualmente importantes, pelas informações que contêm sobre as características de um grande número de formações argilosas, os trabalhos seguintes: Lapa (1965), Galopim de Carvalho (1970) e Pereira (1992), que trataram da ocorrência da bentonite em Portugal; Martins de Carvalho e Conde (1970), que estudaram alguns barreiros da região de Várzeas (Monte Real, Leiria); Barbosa (1985), que apresentou o enquadramento geológico e estrutural das argilas de Aveiro-Vagos e a evolução granulométrica, mineralógica e química das unidades litoestratigráficas que compõem a coluna cretácica desta região; Gomes (1986), que referenciou os principais tipos de argila que ocorrem em Portugal; Grade e Casal Moura (1987), que trataram das argilas da região de Bragança; Moreira e Pedroso de Lima (1987), que avaliaram as reservas argilosas da zona de Palaçoulo (Miranda do Douro, Trás-os-Montes); C.T.C.V. (1992), que apresentaram as características dos materiais argilosos explorados na Quinta da Queijeira (Azambuja, Santarém)

Para completar as principais fontes de colheita de dados, faltam mencionar as importantes informações transmitidas por: José Balacó Moreira, Geólogo da Direcção Geral de Geologia e Minas; Silvério Prates, Professor do Departamento de Geologia da Universidade de Lisboa; e Luís Serrano, Investigador do Departamento de Geociências da Universidade de Aveiro.

3.3 – Identificação dos locais de amostragem

A selecção dos locais a amostrar foi efectuada em duas fases. Numa primeira etapa, inventariaram-se as principais formações argilosas portuguesas com base no tratamento da informação recolhida e seleccionaram-se os locais a amostrar considerando os critérios de selecção acima expostos. Numa segunda etapa, passou-se à amostragem dos locais previamente seleccionados. No campo verificou-se que não era possível amostrar a totalidade dos locais previamente identificados no gabinete por diferentes razões, nomeadamente: barreiros esgotados, reservas escassas ou interdição de amostragem pelos proprietários.

Como refere Gomes (1986), os depósitos de argilas mais importantes em Portugal ocorrem preferencialmente ao nível das formações sedimentares que vão do Secundário ao Quaternário, as quais bordejam, a Oeste e a Sul, os maciços antemesozóicos constituídos por rochas eruptivas e metamórficas. Os depósitos argilosos, do ponto de vista geológico, apresentam uma estrutura tabular ou lenticular, são de origem marinha, lagunar, lacustre ou fluvial e os mais importantes pertencem ao Jurássico superior, Cretácico superior, Miocénico, Pliocénico e Pleistocénico. Nos maciços antemesozóicos podem igualmente ocorrer, em locais diversos e dispersos, mais alguns depósitos argilosos. Estes depósitos, situados em regiões do interior do país sobre o soco ante-paleozóico, fazem parte de terraços aluvionares ou preenchem depressões tectónicas. Em alguns maciços de rochas eruptivas, do tipo mais ou menos básico, no Centro e Sul do país, também ocorrem extensas manchas de solos residuais com teores em argila (principalmente de montmorilonite) importantes. A mineralogia das argilas portuguesas é variada e complexa. A caulinite, ilite, montmorilonite, paligorsquite e os inter-estratificados de ilite-montmorilonite e de clorite-montmorilonite podem fazer parte da mineralogia das argilas portuguesas.

As principais ocorrências das formações argilosas situam-se nas seguintes regiões administrativas do país:

- Minho: Vila Nova de Cerveira/Valença [reservas escassas], Alvarães [reservas consideradas como relativamente reduzidas] e Barcelos [não existe informação] (*terraços do Pleistocénico*); Vale do Cávado [reservas próximas do esgotamento] (*Plio-Pleistocénico*).
- Trás-os-Montes: Chaves (*zona de afundimento tectónico Plio-Pleistocénico*); Bragança (*depósitos de cobertura Paleogénicos e Plio-Pleistocénicos*); Mogadouro/Miranda do Douro e Macedo de Cavaleiros/Mirandela (*depósitos de*

cobertura do Terciário) [no total, das diferentes zonas, as reservas podem-se considerar como bastante importantes, face às necessidades da região].

- Beiras Interiores: Marofa [reservas estimadas como relativamente confortáveis], Arganil [reservas estimadas como relativamente razoáveis] e Castelo Branco [não existe informação] (*depósitos de cobertura Plio-Pleistocénicos*); Figueira de Castelo Rodrigo [reservas consideráveis] (*depósitos continentais fluviais Ceno-antropozóicos*).
- Beira Litoral: Aveiro/Ílhavo/Vagos [reservas consideráveis] (*topo da série monoclinal do Cretácico superior*); Figueira da Foz/Coimbra [não existe informação] (*Cretácico médio e inferior, Pliocénico e Quaternário*); Leiria e Alcobaça/Rio Maior, estas últimas relacionadas com o sinclinal de A-dos-Francos [reservas estimadas como muito avultadas] (*Jurássico superior: Kimmeridgiano-Portlandiano*).
- Ribatejo: Santarém/Benavente [reservas estimadas como muito avultadas] (*complexo Pliocénico, discordante sobre sedimentos Miocénicos*); Tomar [reservas consideráveis] (*Miocénico da Bacia Terciária do Tejo*).
- Estremadura: Torres Vedras/Bombarral, relacionadas com o sinclinal do Bombarral [reservas consideráveis] (*Jurássico superior: Portlandiano*); Sintra/Lisboa [reservas consideráveis, se bem que fortemente dependentes da expansão urbana] (*Miocénico: Burdigaliano-Aquitano superior*); Sesimbra [reservas consideráveis] (*Pliocénico*); Setúbal e Alcácer do Sal [reservas avultadas] (*Mio-Pliocénicas, ocorrendo, igualmente, no Cretácico inferior e no Jurássico superior*).
- Alentejo: Benavita [reservas estimadas em 5×10^6 t] (*alteração de rochas granodioríticas*); muito restrita na vizinhança de Portalegre [não existe informação] (*alteração de rochas ígneas*).
- Algarve: Aljezur (*Pliocénico*); Vila do Bispo (*Retiano-Hetangiano*); Lagos (*Carbónico e Retiano-Hetangiano*); Lagos (*Carbónico e Retino-Hetangiano*); Portimão (*Quaternário*); Algoz (*Cretácico: Neocomiano-Barremiano inferior e Aptiano-Cenomaniano médio*); Albufeira [reservas consideráveis] (*Quaternário*); Loulé [reservas consideráveis] (*Quaternário*); Faro (*Caloviano inferior*); Tavira (*Retiano-Hetangiano*); Vila Real de Santo António (*Quaternário*) [ainda que as reservas globais não estejam avaliadas em toda a região, existem algumas zonas que oferecem boas perspectivas, como em Albufeira e Loulé].

As principais ocorrências assinaladas nos parágrafos precedentes correspondem apenas a solos argilosos ditos “*argilas comuns*”, igualmente designados por “*barros vermelhos*”. Os caulinos e as argilas especiais refractárias (utilizadas na indústria da cerâmica branca e na indústria de refractários) não foram incluídos por se considerar altamente improvável a sua utilização na construção das barreiras minerais.

O resultado final do processo de selecção dos locais a amostrar é ilustrado na Figura 2 (a base é a Carta Geológica à escala 1:1 000 000, editada pelo Instituto Geológico e Mineiro) e completado na Tabela 7.

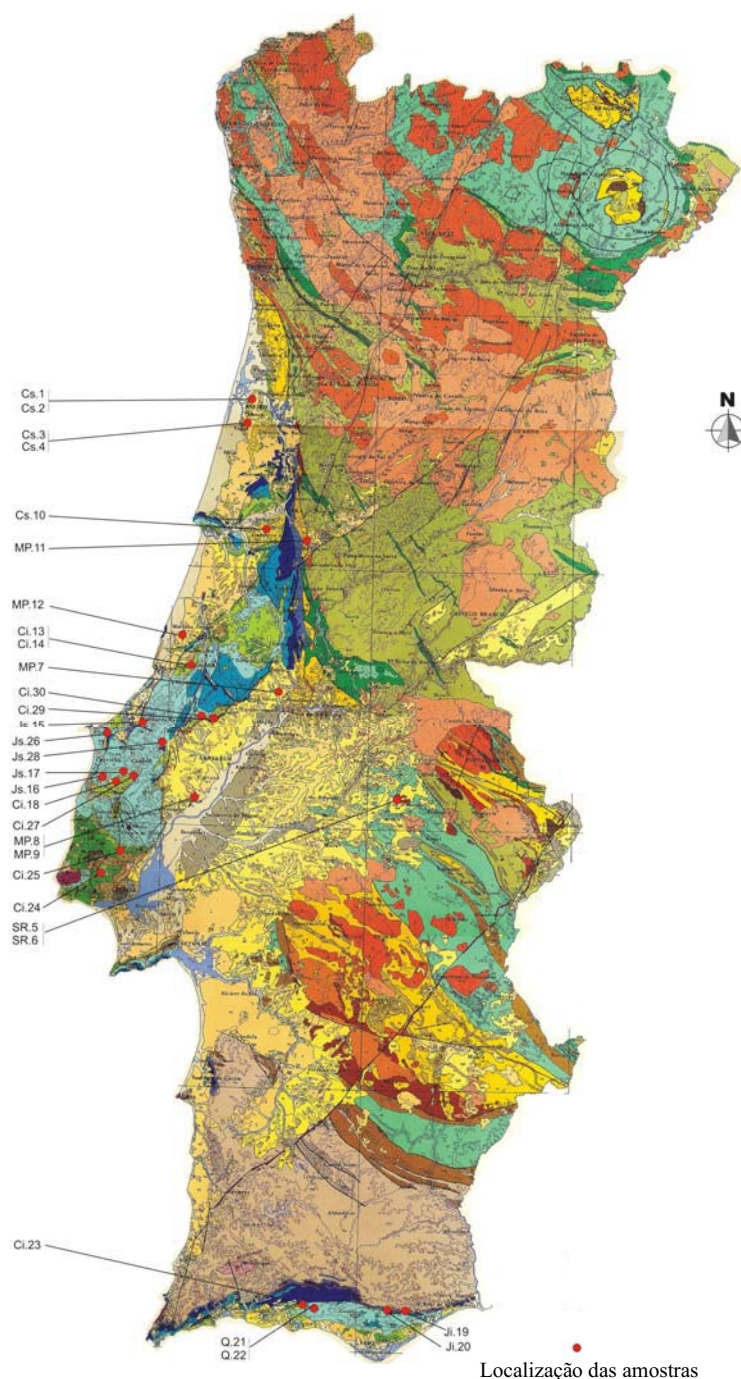


Figura 2 - Localização das trinta amostras recolhidas (extracto da Carta Geológica à escala 1:1000 000 do Instituto Geológico e Mineiro).

Tabela 7 - Elementos sobre a geocronologia e a distribuição geográfica das amostras

Amostra	Elementos sobre a geologia		Elementos sobre a geografia			
	Geocronologia	Carta geológica (1:50 000) ⁽¹⁾	Distrito	Concelho	Local	Carta topográfica (1:25 000) ⁽²⁾
						Folha N.º
Q.21	Quaternário, Q	NP	Faro	Albufeira	Paderne	596
Q.22	Quaternário, Q	NP	Faro	Albufeira	Paderne	596
MP.7	Mio-Pliocénico, MP	NP	Santarém	Tomar	Portela	320
MP.8	Mio-Pliocénico, MP	31-C (Coruche)	Lisboa	Azambuja	Quinta da Queijeira	377
MP.9	Mio-Pliocénico, MP	31-C (Coruche)	Lisboa	Azambuja	Quinta da Queijeira	377
MP.11	Mio-Pliocénico, MP	NP	Coimbra	Miranda do Corvo	Unicéramica	251
MP.12	Mio-Pliocénico, MP	22-D (Marinha Grande)	Leiria	Marinha Grande	Martingança	296
Cs.1	Cretácico sup., Cs	16-A (Aveiro)	Aveiro	Aveiro	Cerâmica J. Pereira Campos	185
Cs.2	Cretácico sup., Cs	16-A (Aveiro)	Aveiro	Aveiro	Forca	185
Cs.3	Cretácico sup., Cs	16-C (Vagos)	Aveiro	Oliveira do Bairro	Bustos	196
Cs.4	Cretácico sup., Cs	16-C (Vagos)	Aveiro	Oliveira do Bairro	Bustos	196
Cs.10	Cretácico sup., Cs	NP	Coimbra	Condeixa-a-Nova	Anobra	240
Ci.13	Cretácico inf., Ci	26-B (Alcobaca)	Leiria	Alcobaca	Carregueira	307
Ci.14	Cretácico inf., Ci	26-B (Alcobaca)	Leiria	Porto de Mós	Vale de água	308
Ci.18	Cretácico inf., Ci	30-B (Bombarral)	Lisboa	Torres Vedras	Quinta da Bugalheira-Ramalhal	362
Ci.23	Cretácico inf., Ci	NP	Faro	Silves	Vale de Pegas-Paderne	596
Ci.24	Cretácico inf., Ci	34-A (Sintra)	Lisboa	Sintra	Vale de Lobos	416
Ci.25	Cretácico inf., Ci	34-B (Loures)	Lisboa	Loures	Vale de São João	403
Ci.27	Cretácico inf., Ci	30-B (Bombarral)	Lisboa	Cadaval	Vilar	362
Ci.29	Cretácico inf., Ci	27-C (Torres Novas)	Santarém	Santarém	Abriã	328
Ci.30	Cretácico inf., Ci	27-C (Torres Novas)	Santarém	Santarém	Mosteiros	328
Js.15	Jurássico sup., Js	26-D (Caldas da Rainha)	Leiria	Caldas da Rainha	Lagoa Parreira	338
Js.16	Jurássico sup., Js	30-A (Lourinhã)	Lisboa	Torres Vedras	Outeiro do Seixo	361
Js.17	Jurássico sup., Js	30-B (Bombarral)	Lisboa	Cadaval	Outeiro da Cabeça	362
Js.26	Jurássico sup., Js	26-C (Peniche)	Leiria	Peniche	Serra d'el Rei	337
Js.28	Jurássico sup., Js	26-D (Caldas da Rainha)	Leiria	Caldas da Rainha	Bairradas	339
Ji.19	Jurássico inf., Ji	NP	Faro	Tavira	Santa Catarina da Fonte do Bispo	599
Ji.20	Jurássico inf., Ji	NP	Faro	Tavira	Santa Catarina da Fonte do Bispo	599
SR.5	Solo residual de rochas eruptivas, SR	NP	Portalegre	Avis	Benavila	382
SR.6	Solo residual de rochas eruptivas, SR	NP	Portalegre	Avis	Benavila	382

(1) Edição do Instituto Geológico e Mineiro. (2) Edição do Instituto Geográfico do Exército. NP - Não publicada.

3.4 – Recolha das amostras

Nas deslocações ao campo, que decorreram ao longo de dois meses, utilizaram-se as cartas topográficas dos Serviços Cartográficos do Exército, à escala 1:25 000. A marcação das formações argilosas previamente seleccionadas nestas cartas facilitou significativamente a localização dos locais a amostrar.

Sempre que possível, privilegiou-se a recolha de amostras na frente de barreiros em exploração. Estes barreiros constituíam, na sua maior parte, a fonte de abastecimento das unidades cerâmicas em actividade em cada região. As vantagens deste procedimento são várias, nomeadamente: a. facilidade de acesso à frente do barreiro; b. meios mecânicos mínimos para a recolha das amostras; c. exposição do maciço em cortes geológicos atingindo, por vezes, vários metros de altura; e d. superfícies para a amostragem recentes. Nos casos em que, na região a amostrar, não existiam barreiros em exploração, a amostragem foi efectuada em barreiros temporariamente inactivos (caso das amostras MP.8 e MP.9, por exemplo), em barreiros abandonados (caso das amostras Cs.1 e Ci.24, por exemplo) ou em taludes, designadamente de vias rodoviárias, (caso das amostras SR.5 e SR.6).

Em cada local seleccionado, procedeu-se à recolha de amostras remexidas e intactas. Na colheita das amostras adoptou-se o procedimento descrito na especificação LNEC E 218 “*Prospecção geotécnica dos terrenos – Colheita de amostras*”.

A fim de melhorar a qualidade da amostragem, a frente do barreiro ou a superfície do talude foram sempre previamente limpas, retirando a camada de solo exposto numa profundidade de cerca de 20 cm. As amostras remexidas foram recolhidas com pá, picareta e enxada. Por cada amostra foi recolhida uma massa de solo compreendida entre 50 e 75 kg, convenientemente acondicionadas em sacos. As amostras intactas foram recolhidas com um amostrador biselado numa das extremidades, cujo interior era previamente untado com vaselina. O diâmetro interno do amostrador era de 96 mm, a espessura das paredes de 2 mm e a altura de 150 mm. Um prolongamento amovível e adaptável à extremidade não biselada do amostrador foi utilizado durante a fase de cravação com um pilão. O prolongamento amovível foi concebido para que houvesse um pouco de folga no seu interior de forma a evitar a danificação da amostra. Ainda que a cravação tenha sido sempre efectuada com as maiores precauções, por vezes foi necessário reiniciar a colheita por danificação da amostra. Em cada local foram recolhidas 2 a 3 amostras intactas. Para obter a melhor vedação possível do amostrador, foi colocada uma fita adesiva em torno das tampas nos topos. No laboratório, os amostradores eram parafinados e em seguida armazenados em câmara húmida.

4 – PROPRIEDADES DOS SOLOS

4.1 – Composição mineralógica

No âmbito deste trabalho, revestia-se de uma grande importância o conhecimento da composição mineralógica dos solos para a compreensão da mobilidade dos poluentes. É conhecida, com efeito, a influência das características mineralógicas dos solos em propriedades como: a condutividade hidráulica, a capacidade de troca iónica, a superfície específica, a expansibilidade, a capacidade tampão, a plasticidade, a compatibilidade aos lixiviados, entre outras.

A composição mineralógica da fracção total dos solos amostrados foi obtida por difractometria de raios X (DRX). A análise termogravimétrica (TG) foi igualmente utilizada como técnica complementar da análise mineralógica por DRX.

Atendendo a que a análise mineralógica realizada nesta fase do estudo tinha por objectivo, não somente a caracterização geotécnica dos solos amostrados, mas igualmente a selecção de amostras representativas da população recolhida, considerou-se que seria amplamente

satisfatório proceder à interpretação qualitativa dos registos difractométricos de raios X ou difractogramas obtidos sobre a fracção total das amostras.

A Tabela 8 mostra as espécies mineralógicas identificadas e a avaliação qualitativa da proporção de cada mineral na fracção total das amostras. A notação utilizada traduz de maneira aproximada as proporções dos diferentes compostos cristalinos identificados. O significado da notação utilizada é o seguinte:

- ++++ - Proporção muito elevada (mineral predominante);
- +++ - Proporção relativamente elevada;
- ++ - Proporção média;
- +
- vtg - Proporção muito fraca ou vestígios;
- ? - Dúvidas na presença;
- nd - Não detectado.

Os minerais cuja identificação foi confirmada a partir dos registos termogravimétricos foram devidamente referenciados na Tabela 8.

Comparando a mineralogia global das trinta amostras, observa-se que o quartzo é o mineral presente em percentagem mais elevada em todas as amostras, excepto em Cs.3 e SR.6, onde o teor em montmorilonite é mais elevado, e em Js.17, onde o teor em quartzo é igual ao teor em caulinite. Os feldspatos também foram identificados em todas as amostras, mas o seu teor relativo é muito inferior ao do quartzo, excepto em SR.6. Relativamente aos minerais do grupo dos filossilicatos é de salientar a presença da montmorilonite em cerca de cinquenta por cento das amostras. De entre estas, observa-se que a proporção é relativamente elevada a média em seis amostras: MP.8, MP.9, MP.11, Cs.3, SR.5 e SR.6, e fraca a muito fraca em onze: MP.12, Cs.1, Cs.2, Cs.4, Cs.10, Ci.13, Ci.14, Ci.23, Ci.29, Js.16 e Js.17. As amostras sem montmorilonite são as seguintes: Q.21, Q.22, MP.7, Ci.18, Ci.24, Ci.25, Ci.27, Ci.30, Js.15, Js.26, Js.28, Ji.19 e Ji.20.

4.2 – Propriedades índice. Classificação dos solos

Os ensaios de identificação, análise granulométrica e limites de Atterberg, foram efectuados em todos os solos amostrados. Com base nos resultados obtidos classificaram-se os solos, tendo em conta as classificações triangular (especificação LNEC E 219) e unificada (ASTM D 2487).

4.2.1 – Composição granulométrica

A composição granulométrica das amostras foi determinada de acordo com os procedimentos descritos na norma ASTM D 422. As principais características granulométricas das amostras estão resumidas na Tabela 9.

Uma característica comum a todas as amostras reside na passagem de uma percentagem de material superior ou igual a 50% através do peneiro N.º 200 (diâmetro das partículas inferior ou igual a 0,075 mm). De acordo com a norma ASTM D 2487, todos pertencem à classe dos solos finos. A percentagem da fracção fina (diâmetro das partículas inferior ou igual a 0,075 mm) situa-se entre 50% (SR.5) e 100% (MP.11, Cs.3 e Cs.4):

1. em 15 solos (50% da população recolhida) a percentagem de elementos finos é superior a 90%;
2. em 9 solos (30% da população recolhida) a percentagem de elementos finos situa-se entre 75 e 90%;

- em 6 solos, (20% da população recolhida) a percentagem de elementos finos é superior a 50% e inferior a 75%.

Para além destas características, saliente-se igualmente que:

- nas 30 amostras, todo o material passa através do peneiro N.º 10 (diâmetro das partículas inferior a 2 mm);
- em 25 amostras (83% da população recolhida), a fracção siltosa (diâmetro das partículas entre 0,002 e 0,075 mm) é predominante.

O conjunto das curvas granulométricas mostram que, em geral, a granulometria dos solos amostrados é extensa e a variabilidade apreciável. Não se apresentam os valores dos coeficientes de uniformidade C_u e de curvatura C_c por se tratarem de parâmetros que apenas se calculam para caracterizar a graduação e a curvatura, respectivamente, de curvas granulométricas de solos com percentagem de material passando no peneiro N.º 200 inferior a cerca de 12% (Bowles, 1984).

4.2.2 – Limites de Atterberg

Os métodos de determinação dos limites de liquidez w_L e de plasticidade w_P seguiram as indicações apresentadas na norma ASTM D 4318 e do limite de retracção w_S os procedimentos indicados na norma ASTM D 427. Contudo, foram introduzidas alterações, ainda que pontuais, aos procedimentos descritos nestas normas. Assim, cada uma das trinta amostras foi humidificada com água desmineralizada, tal como estipulam as normas, mas no lugar de um período de humidificação de 16 horas, permitiu-se um tempo de humidificação mínimo de 24 horas, em acordo com as conclusões do estudo de Armstrong e Petry (1986). A diversidade granulométrica e mineralógica das amostras justifica este prolongamento do tempo de humidificação de modo a assegurar, em todas as amostras, a uniformização do teor em água na massa do solo a ensaiar.

Os valores dos limites de Atterberg e dos índices de plasticidade I_P ($I_P = w_L - w_P$) e de retracção I_R ($I_R = w_L - w_R$) das trinta amostras ensaiadas são apresentados na Tabela 10. Os

Tabela 9 - Composição granulométrica

Amostra	Areia ⁽¹⁾ (%)	Silte ⁽²⁾ (%)	Argila ⁽³⁾ (%)	Finos ⁽⁴⁾ (%)
Q.21	21	53	26	79
Q.22	6	56	38	94
MP.7	8	57	35	92
MP.8	2	71	27	98
MP.9	25	54	21	75
MP.11	0	74	26	100
MP.12	5	41	54	95
Cs.1	33	47	20	67
Cs.2	15	59	26	85
Cs.3	0	47	53	100
Cs.4	0	56	44	100
Cs.10	32	49	19	68
Ci.13	5	58	37	95
Ci.14	4	50	46	96
Ci.18	13	64	23	87
Ci.23	9	63	28	91
Ci.24	3	76	21	97
Ci.25	15	67	18	85
Ci.27	12	75	13	88
Ci.29	1	55	44	99
Ci.30	13	61	26	87
Js.15	8	65	27	92
Js.16	23	62	15	77
Js.17	2	47	51	98
Js.26	1	78	21	99
Js.28	22	66	12	78
Ji.19	46	41	13	54
Ji.20	45	50	5	55
SR.5	50	32	18	50
SR.6	38	57	5	62

(1) $75 \text{ mm} < \phi \leq 4,75 \text{ mm}$. (2) $2 \text{ mm} < \phi \leq 75 \text{ mm}$.

(3) $\phi \leq 2 \text{ mm}$. (4) $\phi \leq 75 \text{ mm}$.

parâmetros estudados para caracterizar a plasticidade das amostras estão compreendidos entre os valores mínimos e máximos seguintes:

- o limite de liquidez w_L varia entre 22,5% (Ji.20) e 59,0% (Ci.29);
- o limite de plasticidade w_P varia entre 15,5% (Ci.24) e 38,3% (SR.6);
- o índice de plasticidade I_P varia entre 4,7% (Ji.20) e 32,3% (Ci.29);
- o limite de retração w_S varia entre 11,8% (Ci.14) e 23,0% (SR.6);
- o índice de retração I_R varia entre 10,3% (Ji.20) e 44,5% (Ci.29).

Tabela 10 - Limites de Atterberg

Amostra	Limite de liquidez, w_L (%)	Limite de plasticidade, w_P (%)	Índice de plasticidade, I_P (%)	Limite de retração, w_S (%)	Índice de retração, I_R (%)
Q.21	31,3	16,3	15,0	12,3	19,0
Q.22	49,0	23,3	25,7	16,2	32,8
MP.7	35,7	19,9	15,8	13,6	22,1
MP.8	39,3	21,2	18,1	15,4	23,9
MP.9	39,6	21,9	17,7	13,8	25,8
MP.11	45,5	24,4	21,1	18,5	27,0
MP.12	55,0	29,5	25,5	14,7	40,3
Cs.1	45,0	32,1	12,9	22,6	22,4
Cs.2	35,4	20,6	14,8	16,4	19,0
Cs.3	51,2	31,1	20,1	12,9	38,3
Cs.4	44,7	27,1	17,6	14,6	30,1
Cs.10	39,0	21,2	17,8	14,5	24,5
Ci.13	41,0	19,4	21,6	12,3	28,7
Ci.14	49,5	24,2	25,3	11,8	37,7
Ci.18	33,0	21,3	11,7	12,4	20,6
Ci.23	37,2	21,7	15,5	12,6	24,6
Ci.24	26,7	15,5	11,2	14,0	12,7
Ci.25	29,6	16,1	13,5	12,4	17,2
Ci.27	31,9	20,4	11,5	17,6	14,3
Ci.29	59,0	26,7	32,3	14,5	44,5
Ci.30	35,0	22,7	12,3	15,1	19,9
Js.15	35,0	20,6	14,4	13,7	21,3
Js.16	44,3	22,7	21,6	14,9	29,4
Js.17	48,8	30,2	18,6	15,2	33,6
Js.26	39,4	26,9	12,5	19,2	20,2
Js.28	25,7	17,1	8,6	12,7	13,0
Ji.19	24,7	18,2	6,5	12,6	12,1
Ji.20	22,5	17,8	4,7	12,2	10,3
SR.5	47,7	37,2	10,5	21,8	25,9
SR.6	51,1	38,3	12,8	23,0	28,1

4.2.3 – Classificação dos solos

A Figura 3 ilustra a distribuição das amostras no diagrama triangular da especificação LNEC E 219 e a Tabela 11 apresenta a classificação textural das mesmas. Observa-se que 85% da população amostrada se reparte da forma seguinte:

- 11 amostras são do tipo silte argiloso;

- b. 8 amostras são do tipo silte arenoso;
- c. 6 amostras são do tipo argila siltosa.

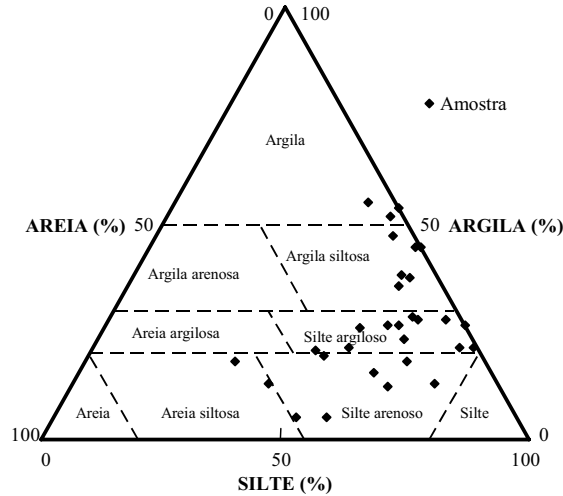


Figura 3 – Classificação dos solos amostrados segundo a especificação LNEC E 219.

A Figura 4 ilustra a distribuição do par de valores (w_L , I_p) para as amostras no diagrama de Casagrande, indicando que os solos finos recolhidos cobrem uma vasta gama de características geotécnicas. A classificação dos solos baseada na Classificação Unificada é igualmente apresentada na Tabela 11. Os solos amostrados são predominantemente do tipo CL (19 amostras). O segundo grupo mais representado é constituído pelas amostras do tipo ML (5 amostras). Os solos do tipo CL e ML representam 80% do conjunto. As amostras restantes distribuem-se da maneira seguinte: 3 amostras do tipo MH, 2 do tipo CL-ML e 1 do tipo CH.

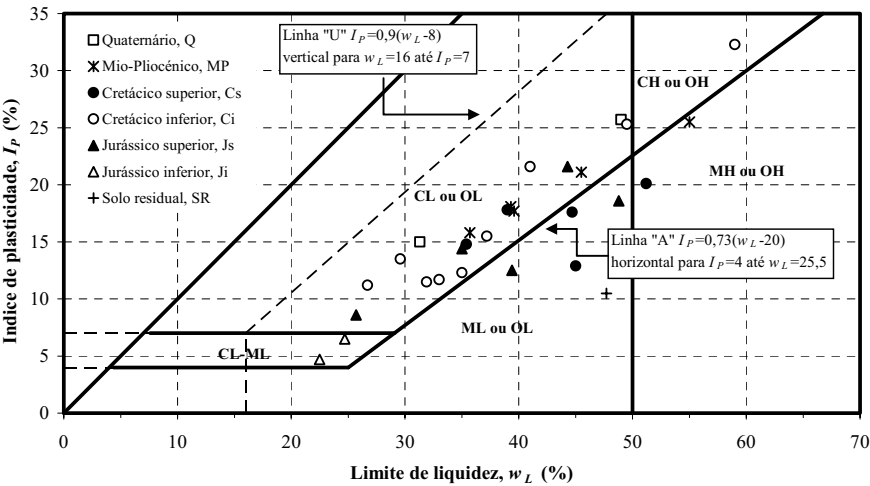


Figura 4 – Distribuição das amostras no diagrama de Casagrande.

De acordo com a classificação de Skempton, os solos são pouco activos quando o coeficiente de actividade A_c é inferior a 0,75, normais quando é superior a 0,75 e inferior a 1,25 e activos quando é superior a 1,25. Tendo presente esta classificação, conclui-se que:

- 22 solos (73%) são pouco activos;
- 6 solos (MP.9, MP.11, Cs.10, Ci.25, Ci.27 e Js.20) apresentam actividade normal;
- 2 solos (Js.16 e SR.6) são activos.

Tabela 11 - Classificação das amostras

Amostra	Classificação		
	Textural (LNEC E 219)	Unificada (ASTM D 2487)	
		Símbolo	Designação
Q.21	Silte argiloso	CL	Argila magra com areia
Q.22	Argila siltosa	CL	Argila magra
MP.7	Argila siltosa	CL	Argila magra
MP.8	Silte argiloso	CL	Argila magra
MP.9	Silte argiloso	CL	Argila magra com areia
MP.11	Silte argiloso	CL	Argila magra
MP.12	Argila	MH	Silte elástico
Cs.1	Silte arenoso	ML	Silte arenoso
Cs.2	Silte argiloso	CL	Argila magra com areia
Cs.3	Argila	MH	Silte elástico
Cs.4	Argila siltosa	ML	Silte arenoso
Cs.10	Silte arenoso	CL	Argila silto-arenosa
Ci.13	Argila siltosa	CL	Argila magra
Ci.14	Argila siltosa	CL	Argila magra
Ci.18	Silte argiloso	CL	Argila magra
Ci.23	Silte argiloso	CL	Argila magra
Ci.24	Silte argiloso	CL	Argila magra
Ci.25	Silte arenoso	CL	Argila magra com areia
Ci.27	Silte arenoso	CL	Argila magra
Ci.29	Argila siltosa	CH	Argila magra
Ci.30	Silte argiloso	CL	Argila gorda
Js.15	Silte argiloso	CL	Argila magra
Js.16	Silte arenoso	CL	Argila magra com areia
Js.17	Argila	ML	Silte
Js.26	Silte argiloso	ML	Silte
Js.28	Silte arenoso	CL	Argila magra com areia
Ji.19	Areia siltosa	CL-ML	Argila silto-arenosa
Ji.20	Silte arenoso	CL-ML	Argila silto-arenosa
SR.5	Areia siltosa	ML	Silte arenoso
SR.6	Silte arenoso	MH	Silte elástico arenoso

4.3 – Densidade das partículas

A densidade das partículas G_s foi determinada a partir do procedimento descrito na norma portuguesa NP-83.

O valor da densidade das partículas das trinta amostras é dado na Tabela 12, indicando que:

- a densidade das partículas é maior do que 2,65 em todas as amostras;
- em cerca de 80% das amostras (25 amostras), a densidade varia entre 2,71 e 2,80 e, em cerca de 55% (17 amostras), foi de $2,75 \pm 0,03$;
- a presença dos minerais magnetite e hematite é responsável por uma maior densidade das partículas nas amostras Ci.13, Ci.18, Ji.19 e Ji.20;
- a densidade das partículas indica que a percentagem de matéria orgânica nas amostras será muito fraca.

Tabela 12 - Densidade das partículas

Parâmetro	Amostra														
	Q.21	Q.22	MP.7	MP.8	MP.9	MP.11	MP.12	Cs.1	Cs.2	Cs.3	Cs.4	Cs.10	Ci.13	Ci.14	Ci.18
G_s	2,72	2,79	2,74	2,77	2,73	2,79	2,78	2,80	2,74	2,80	2,76	2,72	2,82	2,74	2,81
	Ci.23	Ci.24	Ci.25	Ci.27	Ci.29	Ci.30	Js.15	Js.16	Js.17	Js.26	Js.28	Ji.19	Ji.20	SR.5	SR.6
	2,76	2,71	2,75	2,74	2,73	2,76	2,78	2,77	2,79	2,80	2,73	2,84	2,85	2,66	2,80

4.4 – Compactação

O método seguido na realização dos ensaios de compactação foi o da norma ASTM D 698. A norma prevê três processos alternativos para a realização dos ensaios, sendo a selecção do mais indicado efectuada com base na composição granulométrica do material. Dada a granulometria dos solos recolhidos, utilizou-se sempre o procedimento A, aplicável quando 20%, ou menos, do material é retido no peneiro N.º 4 (4,75 mm).

Ainda que a norma ASTM D 698 considere suficiente um período de humedificação de 16 horas para garantir a uniformização do teor em água nos solos argilosos, pelas razões já mencionadas oportunamente na secção 4.2.2 decidiu-se que as amostras seriam armazenadas em sacos de plástico duplos durante um período mínimo de 48 horas. Em todas as amostras prepararam-se pelo menos cinco provetes.

Na compactação dos provetes empregaram-se meios mecânicos em substituição dos meios manuais tradicionais, de forma a se eliminar a aleatoriedade desta variável no processo de execução dos provetes.

A Tabela 13 mostra o teor óptimo em água e o peso volúmico aparente seco máximo das amostras. O peso volúmico aparente seco máximo varia entre 14,0 e 19,7 kN/m³ e o teor óptimo em água entre 9,8 e 29,7%. Como era de esperar, verifica-se que os solos com limite de liquidez mais baixo (22,5 a 31,9%) apresentam um teor óptimo em água mais baixo (9,8 a 14%) e um peso volúmico aparente seco máximo mais elevado (18,4 a 19,7 kN/m³). Contrariamente, os solos com limite de liquidez mais elevado (44,3 a 59,0%) apresentam um teor óptimo em água mais elevado (15,4 a 29,7%) e um peso volúmico aparente seco máximo mais baixo (14,0 a 18,1 kN/m³). Johnson et al. (1990) observaram uma relação idêntica entre o limite de liquidez, o peso volúmico aparente seco máximo e o teor óptimo em água. Os seus resultados indicaram que o peso volúmico aparente seco máximo e o teor óptimo em água eram particularmente influenciados pela proporção da fracção argilosa e pela natureza e teor relativo dos minerais argilosos.

Tabela 13 - Peso volúmico aparente seco máximo e teor óptimo em água

Parâmetro	Amostra															
	Q.21	Q.22	MP.7	MP.8	MP.9	MP.11	MP.12	Cs.1	Cs.2	Cs.3	Cs.4	Cs.10	Ci.13	Ci.14	Ci.18	
γ_{dmax} (kN/m ³)	19,1	18,1	17,7	16,9	17,5	16,4	15,9	14,6	15,9	15,3	14,4	18,3	18,4	16,2	18,5	
w_{opt} (%)	12,1	15,4	15,5	17,8	15,0	19,1	23,8	29,1	20,4	25,4	27,0	13,0	15,1	18,8	14,8	
	Ci.23	Ci.24	Ci.25	Ci.27	Ci.29	Ci.30	Js.15	Js.16	Js.17	Js.26	Js.28	Ji.19	Ji.20	SR.5	SR.6	
γ_{dmax} (kN/m ³)	17,6	18,4	19,2	19,1	16,8	18,1	18,4	17,1	17,6	18,3	19,7	19,4	19,3	15,5	14,0	
w_{opt} (%)	15,9	12,5	12,0	10,2	18,4	14,4	13,5	17,6	17,6	15,6	9,8	14,0	12,9	20,8	29,7	

4.5 – Expansibilidade livre

Na realização dos ensaios de expansibilidade livre seguiram-se os princípios desenvolvidos por Holtz e Gibbs (1956), ainda que com algumas modificações.

O procedimento de Holtz e Gibbs (1956) recomenda as principais operações seguintes:

1. secagem do solo na estufa durante 24 horas a $\pm 105^\circ\text{C}$;
2. desagregação do solo e crivagem no peneiro N.º 40 (diâmetro das partículas inferior ou igual a 0,425 mm);
3. adição de 10 cm³ do solo passado no peneiro N.º 40 numa proveta graduada de capacidade igual a 100 cm³;
4. adição de 100 cm³ de água à proveta graduada, acompanhada por agitação manual através de uma vareta de vidro durante aproximadamente três minutos, a fim de homogeneizar a mistura solo/água e colocar o solo em suspensão;
5. leitura do volume final do solo após 24 horas.

As duas principais alterações introduzidas ao procedimento de Holtz e Gibbs (1956) foram as seguintes:

1. Volume do solo

Holtz e Gibbs (1956) especificaram a utilização de um volume constante de 10 cm³ de solo, porém, neste trabalho decidiu-se que seria a massa do solo a manter-se constante. Este critério julga-se mais indicado dada a variação observada na granulometria e na densidade das partículas de amostra para amostra. De facto, todas as outras condições iguais, num solo bem graduado o arranjo das partículas é mais denso do que num solo mal graduado. De igual modo, num mesmo volume, é tanto maior a massa do solo quanto maior for a densidade das suas partículas. Assim, para que fosse utilizada em todos os ensaios a mesma massa de solo, adoptou-se o procedimento seguinte: 1. adição de 10 cm³ de uma toma de uma amostra seleccionada aleatoriamente à proveta graduada, acompanhada de uma ligeira vibração manual do conjunto; 2. pesagem da toma correspondente ao volume de 10 cm³; 3. a massa obtida foi utilizada para a realização do ensaio com as amostras restantes. A Tabela 14 comprova o maior rigor deste procedimento: para uma igual massa, o volume inicial (V_i) foi superior a 10 cm³ nas amostras MP.7, MP.11, Cs.1, SR.5 e SR.6 e inferior a 10 cm³ nas amostras Q.21, Ci.25 e Ji.20.

2. Duração do ensaio

Num grande número de ensaios, mais precisamente 24 sobre 30, o tempo de ensaio especificado por Holtz e Gibbs (1956), ou seja 24 horas, não foi suficiente para garantir o equilíbrio solo-água desmineralizada. A Tabela 14 mostra que em 16 ensaios, o tempo necessário ao estabelecimento do equilíbrio solo-água desmineralizada foi igual ou superior a 5 vezes o tempo indicado por Holtz e Gibbs

(1956). O critério seguido para terminar o ensaio foi a manutenção do volume em dois dias consecutivos.

O índice de expansibilidade livre I_e das trinta amostras é apresentado na Tabela 14. Este índice foi determinado a partir da expressão seguinte:

$$I_e = 100 \frac{V_f - V_i}{V_i} \quad (1)$$

onde V_i é o volume inicial do solo seco e V_f o volume do solo no final do ensaio.

Holtz e Gibbs (1956) classificaram o potencial de expansibilidade dos solos da maneira seguinte:

$$\begin{aligned} I_e &< 50\% && \text{Potencial de expansibilidade fraco;} \\ 50\% &\leq I_e < 100\% && \text{Potencial de expansibilidade médio;} \\ I_e &\geq 100\% && \text{Potencial de expansibilidade elevado.} \end{aligned}$$

De acordo com esta classificação, o potencial de expansibilidade é:

- fraco nas amostras MP.8, MP.9, Cs.1, Cs.10, Ci.13, Ci.14, Ci.18, Js.15, Js.16, Ji.19, Ji.20 e SR.6;
- médio nas amostras MP.7, MP.11, Ci.27, Js.28 e SR.5;
- elevado nas amostras Q.21, Q.22, MP.12, Cs.2, Cs.3, Cs.4, Ci.23, Ci.24, Ci.25, Ci.29, Ci.30, Js.17 e Js.26.

4.6 - Superfície específica

A importância da superfície específica dos solos é desde há muito reconhecida nas áreas da ciência dos solos, bioquímica, microbiologia e medicina, mas mereceu quase sempre muito pouca atenção nos estudos geotécnicos clássicos. Nos últimos vinte anos esta situação evoluiu com a construção dos aterros de resíduos sólidos urbanos e industriais e a necessidade de se projectarem barreiras minerais com capacidade para minimizar a transferência dos poluentes para os solos e os recursos hídricos. Todas as outras condições iguais, a interacção solo-lixiviado é tanto maior e a mobilidade dos poluentes nos solos tanto menor quanto maior for a superfície específica.

A superfície específica externa das amostras foi determinada com base no método N_2 -B.E.T. descrito na especificação LNEC E 412 e a superfície específica total (externa+interna) pelo método do azul de metileno (método da

Tabela 14 - Índice de expansibilidade livre

Amostra	Volume inicial, V_i (cm ³)	Tempo de ensaio, t (horas)	Índice de exp. livre, I_e (%)
Q.21	9,0	24	267
Q.22	10,0	24	240
MP.7	11,0	456	4145
MP.8	10,0	48	480
MP.9	10,0	288	2880
MP.11	11,5	120	1043
MP.12	10,0	48	480
Cs.1	11,0	48	436
Cs.2	10,0	408	4080
Cs.3	10,0	48	480
Cs.4	10,0	264	2640
Cs.10	10,0	24	240
Ci.13	10,0	168	1680
Ci.14	10,0	408	4080
Ci.18	10,0	24	240
Ci.23	10,0	96	960
Ci.24	10,0	96	960
Ci.25	8,5	192	2259
Ci.27	10,0	120	1200
Ci.29	10,0	24	240
Ci.30	10,0	72	720
Js.15	10,0	456	4560
Js.16	10,0	264	2640
Js.17	10,0	576	5760
Js.26	10,0	1320	13200
Js.28	10,0	624	6240
Ji.19	10,0	600	6000
Ji.20	8,0	144	1800
SR.5	11,0	24	218
SR.6	10,5	72	686

mancha) conforme prevê a norma NF P 18-592.

Neste trabalho foram introduzidas algumas modificações à norma NF P 18-592. O material utilizado foi passado no peneiro N.º 40 (0,425 mm) (a norma específica a utilização do peneiro de abertura 0,080 mm) e a massa utilizada foi variável (a norma específica a utilização de 30 g de material). Com esta alteração pretendeu-se reduzir o tempo de ensaio sem prejudicar a fiabilidade dos resultados. O critério seguido para definir a massa a tomar baseou-se no trabalho publicado por Lautrin (1987), segundo o qual a incerteza dos resultados nos ensaios de azul de metileno é da ordem de $\pm 2 \text{ cm}^3$ de solução de azul.

Dada a heterogeneidade granulométrica e mineralógica das trinta amostras, o procedimento seguido para definir a massa da toma para os ensaios em cada amostra foi o seguinte:

- i. seleccionou-se, com base na composição mineralógica, granulométrica e limites de Atterberg, a amostra Js.28 para representar os solos com reactividade potencialmente mais fraca e a amostra Cs.3 para representar os solos com reactividade potencialmente mais elevada;
- ii. tomaram-se, arbitrariamente, 30 g da amostra Js.28 (volume total de solução de azul utilizada no ensaio foi de cerca de 45 cm^3) e 10 g da amostra Cs.3 (volume total de solução de azul utilizada no ensaio superior a 100 cm^3);
- iii. aumento da massa da amostra Js.28, em incrementos de 10 g, até que o volume de solução de azul adicionada fosse da ordem de 100 cm^3 (foi necessário tomar 60 g);
- iv. classificação das restantes 28 amostras quanto à reactividade potencial;
- v. utilização de 50 g de material para as amostras menos reactivas e de 10 g para as amostras mais reactivas (sempre que o

Tabela 15 - Superfície específica externa e total

Amostra	Superfície específica externa ⁽¹⁾ ,	Superfície específica total ⁽²⁾ ,
	$S_e \text{ (m}^2/\text{g)}$	$S_t \text{ (m}^2/\text{g)}$
Q.21	15,33	40,19
Q.22	19,05	42,91
MP.7	26,91	63,00
MP.8	18,14	117,00
MP.9	14,95	105,49
MP.11	17,95	101,51
MP.12	44,40	181,46
Cs.1	78,03	138,56
Cs.2	29,95	136,25
Cs.3	11,65	283,18
Cs.4	40,25	178,11
Cs.10	11,27	74,30
Ci.13	23,09	63,00
Ci.14	27,37	129,98
Ci.18	18,95	50,44
Ci.23	22,56	69,91
Ci.24	9,90	27,00
Ci.25	16,70	36,63
Ci.27	10,14	27,00
Ci.29	21,35	102,56
Ci.30	14,28	40,39
Js.15	28,38	70,74
Js.16	16,59	94,60
Js.17	44,91	151,32
Js.26	14,60	79,12
Js.28	9,80	27,00
Ji.19	36,86	41,65
Ji.20	32,38	50,44
SR.5	3,49	179,58
SR.6	4,63	206,16

(1) Método N₂-B.E.T. (2) Ensaio do azul de metileno (método da mancha).

volume acumulado de solução de azul foi substancialmente inferior a 100 cm³, procedeu-se ao aumento da massa da amostra em incrementos de 5 g até que o volume de solução de azul adicionada fosse da ordem de 100 cm³).

Como era esperado, a superfície específica determinada pelo método N₂-B.E.T., que mede a superfície específica externa, foi em todas as amostras inferior à superfície específica determinada pelo método do azul de metileno, que mede a superfície específica total. A confrontação dos resultados apresentados na Tabela 15 com a composição mineralógica apresentada na Tabela 8, indica que as diferenças mais significativas ocorreram nas amostras que contêm montmorilonite. Nas amostras onde não foram detectados minerais expansivos e contém uma proporção fraca da fracção argilosa, a superfície específica determinada pelos dois métodos foi da mesma ordem de grandeza. Pertencem a este grupo as amostras Ci.24, Ci.25, Ci.27, Js.28, Ji.19 e Ji.20. Considerando que o método N₂-B.E.T. mede apenas a superfície externa das partículas, conclui-se que a superfície específica interna só terá alguma expressão nas restantes 24 amostras. Neste grupo, a superfície interna será proporcionalmente maior nas 13 amostras seguintes: MP.8, MP.9, MP.11, MP.12, Cs.2, Cs.3, Cs.4, Ci.14, Ci.29, Js.16, Js.17, SR.5 e SR.6.

Tipicamente, a superfície específica total foi mais elevada nas amostras contendo montmorilonite, independentemente da sua percentagem na fracção argilosa. Nas amostras sem montmorilonite, a superfície específica total foi sempre inferior a 50 m²/g, excepto nas amostras MP.7 (63,0 m²/g), Ci.13 (63,0), Js.15 (70,7), Js.16 (94,6) e Js.26 (79,1). Nas amostras contendo montmorilonite, a superfície específica total foi sempre superior a 100 m²/g, excepto nas amostras Cs.10 (74,3 m²/g) e Ci.23 (69,9).

4.7 – Composição química

A análise química de todas as amostras foi efectuada aplicando a técnica da espectrografia de raios X por dispersão em energias (EXDE). O espectrógrafo utilizado (modelo PV 9550, da Philips) permite efectuar a análise química qualitativa, semiquantitativa e quantitativa. Em solos naturais utiliza-se normalmente a análise semiquantitativa devido à complexidade da matriz e à falta de materiais de referência que permitam a construção de curvas de calibração necessárias em análises quantitativas. A análise semiquantitativa permite obter resultados satisfatórios desde que os espectros de referência sejam adequados e que os efeitos de sobreposição das riscas espectrais sejam tomadas em consideração (Pereira, 1994).

Os resultados da análise química das amostras estudadas são apresentados na Tabela 16, que mostra igualmente algumas medidas de dispersão (média, desvio padrão, valor máximo, valor mínimo e coeficiente de variação) para cada um dos elementos. No diagrama triangular da Figura 5, cujos termos finais, dados em percentagem, são o SiO₂, o Al₂O₃ e os restantes elementos, observa-se que as amostras ocupam uma mancha que é próxima da composição química média de 12 solos apresentada por Gillott (1987). Pode-se concluir, portanto, que os resultados obtidos são normais para este tipo de sedimentos.

Constituindo a análise química dos solos pela técnica EXDE um processo de avaliação indirecta, considerou-se importante validar os resultados obtidos com esta técnica por um processo de avaliação directa. Decidiu-se, por isso, determinar a composição química de algumas amostras através da análise química clássica. Os valores obtidos para a relação EXDE/ACC revelam que, no geral, os resultados obtidos com as duas técnicas foram de grandeza semelhante. Os valores obtidos para esta relação foram sempre superiores a 0,8 e inferiores a 1,5 em 43, dos 63 cálculos efectuados. De acordo com os resultados obtidos, conclui-se que a técnica EXDE é aplicável a todos os elementos doseados excepto ao óxido de sódio, e com algumas reservas aos óxidos de magnésio e de cálcio.

A análise do coeficiente de variação ou dispersão CV obtido para cada um dos elementos foi efectuada com base na classificação de Martins (1992). As classes utilizadas por este autor foram as seguintes:

$$\begin{aligned} \text{CV (\%)} &\leq 10 - \text{coeficiente de variação fraco;} \\ 10 < \text{CV (\%)} &\leq 20 - \text{coeficiente de variação médio;} \\ \text{CV (\%)} &> 20 - \text{coeficiente de variação elevado.} \end{aligned}$$

Com base nesta classificação e de acordo com os resultados obtidos verifica-se que:

- Al_2O_3 (8,39%), Cr_2O_3 (6,33%), CuO (5,76%) e Na_2O (5,12%) apresentam uma dispersão dos valores fraca;
- SiO_2 (12,61%), TiO_2 (13,55%), SO_3 (15,55%) e MgO (19,01%) apresentam uma dispersão dos valores média;
- Fe_2O_3 (30,92%), MnO (20,64%), CaO (78,25%) e K_2O (24,45%) apresentam uma dispersão dos valores elevada.

Tabela 16 - Composição química expressa em óxidos

Amostra	Elemento (%)												Perda ao rubro*
	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	TiO_2	MnO	Cr_2O_3	CuO	SO_3	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	
Q.21	61,31	19,09	2,39	1,25	0,11	0,18	0,09	0,33	0,61	2,15	3,67	4,13	4,68
Q.22	55,68	18,85	6,87	1,42	0,14	0,18	0,09	0,23	0,50	2,33	3,93	4,23	5,57
MP.7	53,00	20,65	4,95	1,25	0,15	0,17	0,09	0,14	0,65	2,79	3,70	5,08	7,39
MP.8	50,38	19,57	6,15	1,13	0,16	0,16	0,09	0,16	1,10	3,37	3,80	5,25	8,70
MP.9	54,39	17,66	6,19	1,18	0,14	0,17	0,09	0,17	1,18	2,69	3,88	5,04	7,48
MP.11	50,24	19,46	6,65	1,27	0,15	0,18	0,09	0,16	0,62	3,41	3,84	6,14	7,81
MP.12	42,28	19,16	6,94	1,13	0,19	0,17	0,09	0,19	4,18	3,54	3,80	5,72	12,63
Cs.1	44,32	19,67	6,09	0,86	0,14	0,14	0,09	0,16	1,43	4,31	3,96	9,05	9,79
Cs.2	53,68	18,64	3,51	0,89	0,13	0,16	0,08	0,18	1,36	3,46	3,78	7,30	6,84
Cs.3	46,52	19,09	6,76	1,13	0,16	0,16	0,09	0,19	1,60	3,30	3,97	3,82	13,48
Cs.4	49,88	20,14	4,36	1,00	0,13	0,15	0,08	0,17	1,17	3,21	3,69	5,70	10,32
Cs.10	60,90	17,03	3,87	1,03	0,12	0,17	0,09	0,15	0,61	2,58	3,91	4,17	5,38
Ci.13	48,39	21,13	10,77	1,42	0,15	0,19	0,10	0,18	0,64	2,42	4,03	2,82	7,75
Ci.14	52,27	21,66	4,95	1,45	0,12	0,15	0,08	0,13	0,77	2,30	3,29	3,08	9,76
Ci.18	45,83	20,76	10,07	1,12	0,19	0,19	0,12	0,17	1,12	3,01	4,02	5,66	7,18
Ci.23	60,22	16,51	4,82	1,48	0,36	0,18	0,08	0,17	0,76	2,37	3,93	3,37	5,77
Ci.24	58,21	22,94	0,96	1,57	0,10	0,17	0,09	0,12	0,53	2,14	3,47	4,88	4,83
Ci.25	49,92	23,40	6,46	1,50	0,14	0,18	0,09	0,15	0,74	2,42	3,61	4,88	7,02
Ci.27	52,25	21,00	6,44	1,41	0,19	0,18	0,09	0,16	0,82	2,81	3,81	5,80	5,04
Ci.29	53,77	22,89	2,75	1,50	0,11	0,15	0,08	0,14	0,59	2,28	3,17	3,21	9,37
Ci.30	51,47	22,37	7,11	1,23	0,13	0,18	0,09	0,14	0,91	2,46	3,72	3,67	6,52
Js.15	48,34	19,82	8,85	1,26	0,16	0,20	0,10	0,17	0,79	3,30	4,05	6,32	6,64
Js.16	53,66	20,05	4,58	1,20	0,13	0,18	0,08	0,17	1,02	3,11	3,91	6,31	5,61
Js.17	43,86	20,59	9,66	1,35	0,21	0,17	0,10	0,21	0,87	3,41	4,17	6,08	9,32
Js.26	40,43	17,37	7,77	1,21	0,24	0,17	0,10	0,17	5,86	4,50	4,08	5,33	12,74
Js.28	54,58	21,65	4,86	1,23	0,13	0,18	0,10	0,14	0,72	2,45	3,84	5,41	4,71
Ji.19	47,59	19,63	7,35	1,36	0,17	0,17	0,09	0,24	1,33	3,36	4,29	8,05	6,40
Ji.20	45,89	18,79	7,58	1,32	0,19	0,17	0,09	0,22	2,66	3,34	4,27	7,61	7,87
SR.5	56,11	16,53	2,24	0,46	0,17	0,15	0,08	0,14	1,94	4,40	3,80	4,76	9,20
SR.6	32,12	12,06	8,32	1,07	0,18	0,19	0,09	0,18	13,68	4,64	4,52	0,98	21,97
Média	50,58	19,61	6,01	1,22	0,16	0,17	0,09	0,17	1,69	3,06	3,86	5,13	8,26
Desvio padrão	6,38	1,64	1,86	0,17	0,03	0,01	0,01	0,03	1,32	0,58	0,20	1,25	2,43
Valor máx.	61,31	23,40	10,77	1,57	0,36	0,20	0,12	0,33	13,68	4,64	4,52	9,05	21,97
Valor mín.	32,12	12,06	0,96	0,46	0,10	0,14	0,08	0,12	0,50	2,14	3,17	0,98	4,68
Coef. de variação (%)	12,61	8,39	30,92	13,55	20,64	6,33	5,76	15,55	78,25	19,01	5,12	24,45	29,41

* - Processo seguido para determinar a perda ao rubro: norma NP EN 196-2, secção 7.

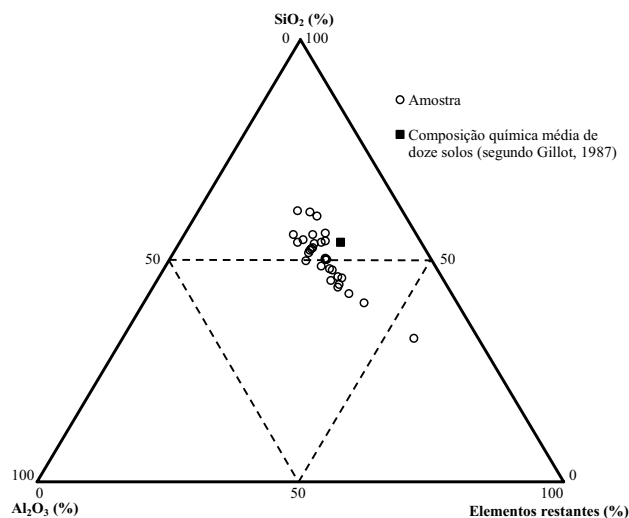


Figura 5 – Distribuição das amostras no diagrama triangular SiO_2 - Al_2O_3 -Elementos restantes.

Estes valores constituem um complemento importante da informação transmitida pelo diagrama triangular mostrado na Figura 5. Com efeito, ainda que a distribuição no diagrama triangular indique que os solos apresentam uma composição química mais ou menos homogênea, os valores do coeficiente de dispersão mostram que o teor de alguns elementos pode variar significativamente. Segundo Casal Moura e Grade (1983), os óxidos de coeficiente de dispersão mais baixo, como o Al_2O_3 e Na_2O neste estudo, traduzem uma distribuição geográfica mais regular das espécies mineralógicas às quais pertencem.

Relativamente à percentagem dos elementos maiores, há a realçar, por um lado, o conteúdo relativamente elevado de SiO_2 e, por outro, o baixo valor da perda ao rubro, ambos se justificando, em parte, pelo carácter quartzoso das trinta amostras. Na verdade, são as amostras com teor em SiO_2 inferior a cerca de 45% aquelas que apresentam perdas ao rubro superiores a cerca de 10%. Por exemplo, a amostra SR.6 apresenta o teor em SiO_2 mais baixo (32,12%) e a perda ao rubro mais elevada (21,97%). Como seria de esperar, as amostras com o teor em SiO_2 mais elevado apresentam as perdas ao rubro mais baixas. As amostras com teor em SiO_2 superior a cerca de 55% tiveram perdas ao rubro inferiores a cerca de 5%. O valor mais elevado do desvio padrão para o óxido de silício está muito provavelmente associado à heterogeneidade granulométrica das amostras.

O conteúdo em Al_2O_3 estará de acordo com a presença dos feldspatos e da caulinite. As amostras Ci.13, Ci.14, Ci.18, Ci.24, Ci.25, Ci.27, Ci.29, Ci.30, Js.16, Js.17 e Js.28, com teor em Al_2O_3 mais elevado (> 20%), são as que apresentam proporções relativas mais significativas em feldspatos e caulinite (Tabela 8). O teor em Na_2O quase sempre mais elevado que em CaO , pressupõe a predominância do feldspato sódico em relação ao cálcico. O teor em CaO só é superior ao teor em Na_2O nas amostras MP.12, Js.26 e SR.6, que contêm calcite e dolomite.

O teor elevado em K_2O estará, em parte, relacionado com o teor relativo em micas e feldspato potássico (microclina e ortoclase) (Tabela 16). Nas amostras Cs.1, Ji.19 e Ji.20, em que a percentagem em ilite é mais importante, o teor em K_2O é particularmente elevado.

O teor médio das amostras em Fe_2O_3 de cerca de 6% foi considerado elevado por Grade e Casal Moura (1985), que obtiveram uma concentração semelhante nos solos argilosos da região do Algarve. Galopim de Carvalho (1970) também assinalou que a relativa abundância em Fe_2O_3 é frequente neste tipo de formações, o que é em parte devido às impregnações de óxidos e hidróxidos de ferro.

4.8 – pH do solo

A mobilidade dos poluentes através dos solos depende, quer das suas próprias características, quer das características do meio ambiente. Um dos parâmetros ambientais mais importante na regulação do comportamento dos poluentes é o pH do solo. Por isso, a sua medição deveria ser sempre considerada quando se estuda o transporte dos poluentes através dos solos. O pH do solo pode influenciar significativamente, directa ou indirectamente, os processos químicos que têm lugar nas zonas não saturada e saturada do subsolo, como sejam por exemplo, a extensão das reacções ácido-base, a sorção, a precipitação-dissolução, a complexação, a hidrólise e a oxidação-redução. Variações no valor do pH do solo muito pequenas podem influenciar de maneira significativa tanto as reacções químicas como a concentração das espécies químicas em solução.

Diferentes trabalhos (Harter, 1983; Dowdy e Volk, 1983; Elliot et al., 1986; Yong e Phadungchewit, 1993) demonstraram que a retenção dos poluentes no solo, em particular dos metais pesados, pode ser fortemente influenciada pelo pH do solo. Segundo os trabalhos consultados, a retenção dos poluentes é tanto maior quanto mais elevados forem o pH e a capacidade tampão do solo.

O pH do solo foi determinado com base no procedimento descrito na norma ASTM D 4972. Procedeu-se à medição do pH do solo a partir de suspensões solo/água desmineralizada e solo/solução 0,01 M CaCl_2 , na relação de 1:1.

Os valores do pH do solo medidos em água desmineralizada e na solução de cloreto de cálcio são apresentados na Tabela 17. A classificação do carácter ácido ou alcalino dos solos indicada na Tabela 17 foi efectuada a partir da escala de Pratolongo (Tabela 18).

Os resultados obtidos mostram que os solos amostrados se distribuem do seguinte modo:

- a. ácidos – 2 amostras (6,7%);
- b. sub-ácidos – 2 amostras (6,7%);
- c. neutros – 3 amostras (10,0%);
- d. sub-alcalinos – 13 amostras (43,3%);
- e. alcalinos – 10 amostras (33,3%).

Os valores de pH medidos indicam que não existem, nem solos hiperácidos ($\text{pH} \leq 4,5$), nem hiperalcalinos ($\text{pH} \geq 9,5$). Pode-se observar que 66,7% dos solos apresentam um pH que varia entre 5,1 e 8,5. Estes valores são consistentes com os valores mencionados na bibliografia: Botelho da Costa (1995) indicou que o pH da maior parte dos solos varia entre 4 e 8,5 e Bruckert e Rouiller (1994) e Van Breemen e Wielemaker (1974) entre 4 e 8.

Comparando os resultados do pH do solo determinados em água desmineralizada e na solução de cloreto de cálcio, observa-se que o valor obtido em solução de cloreto de cálcio foi inferior em 25 amostras e igual nas restantes. A maior diferença observada foi de 0,4 unidades de pH nas amostras Js.15 e SR.5. Botelho da Costa (1995) refere que a diferença é vulgarmente da ordem de meia a uma unidade de pH, mas pode exceder uma unidade.

Tabela 17 - pH do solo

Amostra	Proporção solo/solução na relação de 1:1		Classificação ⁽²⁾
	Água desmineralizada ⁽¹⁾	0,01 M $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ⁽¹⁾	
Q.21	7,1	7,1	Neutro
Q.22	5,2	5,1	Ácido
MP.7	5,9	5,6	Sub-ácido
MP.8	7,7	7,5	Sub-alcálico
MP.9	7,8	7,6	Sub-alcálico
MP.11	6,4	6,1	Sub-ácido
MP.12	8,3	8,1	Sub-alcálico
Cs.1	8,1	7,9	Sub-alcálico
Cs.2	8,5	8,3	Sub-alcálico
Cs.3	8,1	8,1	Sub-alcálico
Cs.4	8,6	8,6	Alcalino
Cs.10	7,6	7,4	Sub-alcálico
Ci.13	7,8	7,5	Sub-alcálico
Ci.14	7,3	7,1	Neutro
Ci.18	8,5	8,3	Sub-alcálico
Ci.23	8,1	8,1	Sub-alcálico
Ci.24	7,5	7,3	Neutro
Ci.25	8,7	8,5	Alcalino
Ci.27	8,8	8,6	Alcalino
Ci.29	5,1	4,8	Ácido
Ci.30	8,2	8,2	Sub-alcálico
Js.15	8,2	7,8	Sub-alcálico
Js.16	8,8	8,6	Alcalino
Js.17	7,9	7,8	Sub-alcálico
Js.26	9,3	9,0	Alcalino
Js.28	9,4	9,1	Alcalino
Ji.19	8,6	8,4	Alcalino
Ji.20	9,0	8,9	Alcalino
SR.5	8,6	8,2	Alcalino
SR.6	8,6	8,5	Alcalino

(1) Escala de Sorensen. (2) Segundo a escala de Prato Longo (ver Tabela 18).

Tabela 18 - Classificação de Prato Longo

pH do solo	Designação
$\text{pH} \leq 4,5$	Hiperácido
$4,5 < \text{pH} \leq 5,5$	Ácido
$5,5 < \text{pH} \leq 6,5$	Sub-ácido
$6,5 < \text{pH} \leq 7,5$	Neutro
$7,5 < \text{pH} \leq 8,5$	Sub-alcálico
$8,5 < \text{pH} \leq 9,5$	Alcalino
$\text{pH} \geq 9,5$	Hiperalcálico

4.9 - Condutividade eléctrica da solução do solo

A condutividade eléctrica CE é um parâmetro ainda muito pouco utilizado em geotecnia. Noutras áreas científicas é desde há muitos anos frequentemente tomada em conta na avaliação e no controlo da salinidade do solo (ciências do solo), da água superficial (hidrologia) e da água subterrânea (hidrogeologia). Nos últimos anos, registou-se um crescente interesse da geotecnia pela medição da condutividade eléctrica, designadamente da solução dos solos e dos lixiviados. O significativo incremento da sua utilização em geotecnia é contemporâneo do período de construção dos aterros de resíduos e da remediação de áreas contaminadas. A medição da condutividade eléctrica é, por exemplo, particularmente vantajosa nas situações seguintes:

- a. no campo para
 - a.1. controlar a qualidade das águas subterrâneas subjacentes a um aterro de resíduos,
 - a.2. avaliar o grau de contaminação das águas subterrâneas,
 - a.3. delimitar a extensão da contaminação nas águas subterrâneas,
 - a.4. definir a direcção em que ocorre a contaminação;
- b. no laboratório para
 - b.1. seguir a evolução da concentração iónica das soluções, por exemplo nos ensaios de advecção e de difusão,
 - b.2. estimar semi-quantitativamente o teor em sais solúveis do solo,
 - b.3. informar sobre a potencial influência de soluções concentradas modificarem a estrutura dos solos argilosos,
 - b.4. estimar semi-quantitativamente o teor em bentonite de misturas solo/bentonite.

Para medir a condutividade eléctrica dos extractos aquosos das amostras utilizou-se, em grande parte, o procedimento descrito por Rhoades (1982). Na técnica de ensaio adoptada também foram utilizados alguns procedimentos descritos na norma ASTM D 1125 e num documento interno do Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva (LQARS).

A medição da CE foi efectuada no extracto aquoso correspondente à proporção solo/água desmineralizada na relação de 1:2, conforme recomendado por Sonneveld e Van Den Ende (1971).

Os valores de CE medidos nos extractos aquosos das trinta amostras são indicados na Tabela 19. A classificação do grau de salinidade dos solos mostrada na mesma tabela, foi estabelecida com base na classificação para os níveis de salinidade do solo que se apresentada na Tabela 20. Os resultados obtidos indicam que o nível de salinidade dos solos amostrados se distribui da maneira seguinte:

- a. fraco em 5 amostras (16,7%);
- b. muito fraco em 4 amostras (13,3%);
- c. desprezável em 21 amostras (70,0%).

É necessário sublinhar que a classificação utilizada para qualificar o nível de salinidade dos solos amostrados foi desenvolvida numa perspectiva da avaliação dos efeitos dos diferentes níveis de salinidade dos solos nos principais tipos de culturas ao ar livre.

Tabela 19 - Condutividade eléctrica do extracto aquoso

Amostra	Condutividade eléctrica ⁽¹⁾ , CE (µS/cm)	Classificação do grau de salinidade do solo ⁽²⁾
Q.21	772	Muito fraca
Q.22	209	Desprezável
MP.7	41	Desprezável
MP.8	818	Fraca
MP.9	231	Desprezável
MP.11	37	Desprezável
MP.12	277	Desprezável
Cs.1	110	Desprezável
Cs.2	113	Desprezável
Cs.3	475	Muito fraca
Cs.4	459	Muito fraca
Cs.10	468	Muito fraca
Ci.13	125	Desprezável
Ci.14	155	Desprezável
Ci.18	1244	Fraca
Ci.23	889	Fraca
Ci.24	35	Desprezável
Ci.25	70	Desprezável
Ci.27	50	Desprezável
Ci.29	51	Desprezável
Ci.30	20	Desprezável
Js.15	62	Desprezável
Js.16	1167	Fraca
Js.17	1247	Fraca
Js.26	191	Desprezável
Js.28	153	Desprezável
Ji.19	282	Desprezável
Ji.20	84	Desprezável
SR.5	53	Desprezável
SR.6	102	Desprezável

(1) Proporção solo/água desmineralizada na relação de 1:2

(2) Segundo a classificação apresentada na Tabela 20.

Tabela 20 - Valores da condutividade eléctrica de diferentes extractos aquosos dos solos

		Grau de salinidade				
	Desprezável	Muito fraca	Fraca	Moderada	Elevada	Muito elevada
<i>Extracto de saturação</i>						
CE (mS/cm)	0-1	1-2	2-4	4-8	8-16	>16
Sais solúveis (ppm)	0-640	640-1280	1280-2560	2560-5120	5120-10240	>10240
<i>Extracto aquoso na relação de 1:2</i>						
CE (mS/cm)	0-0,40	0,40-0,80	0,80-1,60	1,60-2,40	2,40-3,20	>3,20
Sais solúveis (ppm)	0-512	512-1024	1024-2048	2048-3072	3072-4096	>4096
<i>Extracto aquoso na relação de 1:5</i>						
CE (mS/cm)	0-0,10	0,10-0,20	0,20-0,30	0,30-0,50	0,50-1,00	>1,00
Sais solúveis (ppm)	0-320	320-640	640-960	960-1600	1600-3200	>3200

4.10 – Capacidade de troca catiónica

O estudo da capacidade de troca catiónica CTC dos solos é da maior importância nos estudos que envolvam o transporte de poluentes nos solos. A determinação desta propriedade química dos solos no âmbito da geotecnia ambiental, em geral, e das barreiras minerais, em particular, é fundamental pela informação que transmite sobre a capacidade de retenção iónica dos solos. No entanto, não se tem verificado a sua determinação sistemática nos solos utilizados para a construção das barreiras minerais, contrariamente ao que acontece, por exemplo, com a composição granulométrica e os limites de Atterberg. Existem algumas razões eventualmente responsáveis por esta situação, como sejam, a morosidade e complexidade dos métodos convencionais de medição da CTC, a pouca familiarização dos geotécnicos com os procedimentos utilizados nestes métodos de ensaio e a falta de sensibilidade do geotécnico para o parâmetro em si mesmo.

Na determinação da CTC das amostras foi utilizado o método da solução extractiva de acetato de amónio a pH 7. Inicialmente testaram-se várias técnicas de extracção pelo acetato de amónio, com diferentes períodos de agitação. Como era de esperar, os resultados obtidos diferiram quase sempre de forma acentuada de umas técnicas para as outras. Decidiu-se, por isso, optar pelo método de acetato de amónio a pH 7,0, seguindo em grande parte a técnica descrita por Thomas (1982).

Os valores da CTC das 30 amostras variam entre 5,40 meq/100g (Q.21) e 59,9 meq/100g (SR.6), como mostra a Tabela 21. A classificação da CTC dos solos apresentada por Chamayou e Legros (1989) foi aplicada às 30 amostras (Tabela 21). Os resultados obtidos confrontados com a composição mineralógica das amostras (Tabela 8), sugerem que a presença da montmorilonite na fracção argilosa foi determinante, independentemente da sua percentagem. A CTC foi fraca ou muito fraca em 80% das amostras sem montmorilonite e elevada ou muito elevada em 80% das amostras com montmorilonite. Nos 20% restantes de ambos os grupos, a CTC nunca foi elevada ou muito elevada nas amostras

Tabela 21 - Capacidade de troca catiónica

Amostra	Método do acetato de amónio a pH 7,0, CTC (meq/100g)	Classificação ^(*)
Q.21	5,40	Muito fraca
Q.22	11,65	Fraca
MP.7	16,40	Média
MP.8	21,95	Elevada
MP.9	28,40	Muito elevada
MP.11	18,40	Média
MP.12	28,80	Muito elevada
Cs.1	35,65	Muito elevada
Cs.2	23,65	Elevada
Cs.3	58,43	Muito elevada
Cs.4	32,90	Muito elevada
Cs.10	19,40	Média
Ci.13	15,40	Média
Ci.14	24,90	Elevada
Ci.18	10,40	Fraca
Ci.23	17,15	Média
Ci.24	5,52	Muito fraca
Ci.25	9,90	Muito fraca
Ci.27	6,15	Muito fraca
Ci.29	20,55	Elevada
Ci.30	6,40	Muito fraca
Js.15	15,65	Média
Js.16	13,65	Fraca
Js.17	24,90	Elevada
Js.26	14,15	Fraca
Js.28	6,50	Muito fraca
Ji.19	12,30	Fraca
Ji.20	12,90	Fraca
SR.5	42,05	Muito elevada
SR.6	59,90	Muito elevada

* - Segundo classificação de Chamayou e Legros (1989).

sem montmorilonite, do mesmo modo que nunca foi fraca ou muito fraca nas amostras com montmorilonite.

5 – SELECÇÃO DE AMOSTRAS REPRESENTATIVAS

A caracterização geotécnica das trinta amostras recolhidas foi possível, nesta primeira fase do programa de investigação, pela relativa simplicidade, rapidez e baixo custo de grande parte dos ensaios efectuados. Todavia, na segunda fase do programa de investigação, a maior complexidade, morosidade e custo dos ensaios necessários ao estudo da migração advectiva e difusiva dos poluentes através dos solos impôs que, por um lado, se diminuísse substancialmente o número de amostras a ensaiar e, por outro, se seleccionassem amostras representativas da população recolhida.

Na metodologia adoptada para seleccionar as amostras representativas procedeu-se:

1. inicialmente, ao estudo da correlação linear entre doze propriedades estudadas nos trinta solos amostrados;
2. e, em seguida, à aplicação das técnicas da análise em componentes principais (ACP) a nove propriedades dos solos amostrados.

5.1 – Aplicação das técnicas de correlação linear

O estudo da correlação linear foi aplicado às doze propriedades seguintes: percentagem da fracção argilosa (%argila), limite de liquidez w_L , limite de plasticidade w_P , limite de retracção w_S , índice de plasticidade I_P , índice de retracção I_R , coeficiente de actividade de Skempton A_c , peso volúmico aparente seco máximo γ_{dmax} , teor óptimo em água w_{opt} , índice de expansibilidade livre I_e , superfície específica total S_t e capacidade de troca catiónica CTC (Tabela 22). Os cálculos efectuados indicam que as correlações lineares, positivas ou negativas, ocorrem entre as propriedades seguintes (decidiu-se, arbitrariamente, que a correlação era satisfatória quando $|r|$ fosse superior ou igual a 0,80):

▪ I_R e w_L	$I_R = 0,873w_L - 10,099$ ($r = 0,94$);
▪ γ_{dmax} e w_P	$\gamma_{dmax} = -0,223w_P + 22,594$ ($r = -0,81$);
▪ w_{opt} e w_P	$w_{opt} = 0,748w_P - 0,285$ ($r = 0,81$);
▪ S_t e w_P	$S_t = 8,677w_P - 107,11$ ($r = 0,81$);
▪ CTC e w_P	$CTC = 1,990w_P - 26,154$ ($r = 0,84$);
▪ I_R e I_P	$I_R = 1,266I_P + 4,044$ ($r = 0,89$);
▪ w_{opt} e γ_{dmax}	$w_{opt} = -3,208\gamma_{dmax} + 72,992$ ($r = -0,96$);
▪ S_t e γ_{dmax}	$S_t = -34,821\gamma_{dmax} + 701,370$ ($r = -0,90$);
▪ CTC e γ_{dmax}	$CTC = -7,555\gamma_{dmax} + 151,78$ ($r = -0,88$);
▪ S_t e w_{opt}	$S_t = 10,213w_{opt} - 79,813$ ($r = 0,88$);
▪ CTC e w_{opt}	$CTC = 2,243w_{opt} - 18,184$ ($r = 0,87$);
▪ S_t e CTC	$S_t = 4,212CTC + 10,022$ ($r = 0,94$).

As correlações satisfatórias ($|r| \geq 0,80$) representam cerca de 18% das correlações estudadas.

Com vista a validar este valor, procedeu-se a uma recensão bibliográfica de correlações lineares entre propriedades de solos naturais estudadas por outros autores.

Gill e Reaves (1957) estudaram a correlação entre I_P e S_t e entre S_t e CTC, tendo sido apenas nesta última que o valor de $|r|$ foi igual ou superior a 0,80.

Farrar e Coleman (1967) estudaram a correlação entre %argila, w_L , w_P , S_t e CTC de dezanove amostras. O valor de $|r|$ igual ou superior a 0,80 foi obtido entre %argila e w_L , w_L e w_P , w_L e S_t , w_L e CTC, w_P e CTC, e S_t e CTC. A partir da tabela de resultados apresentada pelos

autores calcularam-se, primeiro, os valores de I_P e A_c e, em seguida, a correlação entre estes e as propriedades já indicadas. O coeficiente de correlação igual ou superior a 0,80 foi obtido entre: %argila e I_P , w_L e I_P , I_P e S_t , e I_P e CTC. As correlações satisfatórias representam cerca de 48% das correlações estudadas.

Tabela 22 - Correlação linear entre doze propriedades

%argila	w_P	w_L	w_S	I_P	I_R	γ_{dmax}	w_{opt}	I_e	A_c	CTC	S_t	
%argila	1	0,23	0,62	-0,27	0,73	0,77	-0,35	0,34	0,52	-0,53	0,23	0,45
w_P		1	0,77	0,71	0,22	0,58	-0,81	0,81	0,21	0,32	0,84	0,81
w_L			1	0,38	0,79	0,94	-0,72	0,71	0,35	0,15	0,64	0,72
w_S				1	-0,10	0,06	-0,54	0,53	-0,01	0,46	0,48	0,37
I_P					1	0,89	-0,33	0,30	0,34	-0,09	0,18	0,32
I_R						1	-0,59	0,57	0,39	-0,01	0,52	0,64
γ_{dmax}							1	-0,96	-0,26	-0,23	-0,88	-0,90
w_{opt}								1	0,31	0,25	0,87	0,88
I_e									1	-0,19	0,16	0,32
A_c										1	0,36	0,16
CTC											1	0,94
S_t												1
0,94	- Coeficiente de correlação linear $ r \geq 0,80$.											

Popescu (1983) mencionou apenas as correlações entre w_L e I_P , w_S e A_c , e I_P e I_e e obteve um coeficiente de correlação igual ou superior a 0,80 entre w_L e I_P e entre I_P e I_e .

Locat et al. (1984) analisaram a correlação entre %argila e S_t , %argila e CTC, w_L e S_t , w_P e S_t , e I_P e S_t . O valor de $|r|$ igual ou superior a 0,80 foi obtido entre w_L e S_t , e I_P e S_t . A partir da tabela de resultados para quinze amostras, estudaram-se as correlações entre as propriedades seguintes: %argila, w_L , w_P , I_P , A_c , S_t e CTC. O coeficiente de correlação foi igual ou superior a 0,80 entre %argila e w_L , %argila e w_P , w_L e w_P , w_L e I_P , e I_P e A_c . As correlações lineares representam 33% das correlações determinadas.

Sridharan et al. (1986) determinaram a correlação entre %argila e w_L , w_L e S_t , e w_L e CTC. O coeficiente de correlação obtido foi, em todos os casos, inferior a 0,80. A partir da tabela de resultados referente a sete amostras, estudaram-se as correlações entre as propriedades seguintes: %argila, w_L , w_P , I_P , A_c , S_t e CTC. O coeficiente de correlação foi igual ou superior a 0,80 entre w_L e I_P , w_L e A_c , e I_P e A_c . As correlações satisfatórias representam cerca de 14% das correlações estudadas.

Sridharan et al. (1988) analisaram a correlação entre %argila e w_L , %argila e I_P , %argila e A_c , w_L e w_S , w_L e I_e , e w_L e S_t . O coeficiente de correlação foi superior ou igual a 0,80 entre w_L e w_S , w_L e I_e , e w_L e S_t . A partir da tabela de resultados para nove amostras, estudaram-se as correlações entre as propriedades seguintes: %argila, w_L , w_P , w_S , I_P , I_R , A_c , I_e , S_t e CTC. O coeficiente de correlação foi igual ou superior a 0,80 em mais dezoito casos, que adicionados às três correlações estudadas por Sridharan et al. (1988), conduzem a um total de 21 correlações satisfatórias (dado o elevado número, optou-se por não se apresentar a lista). As correlações satisfatórias representam cerca de 47% das correlações estudadas.

Magnan e Youssefian (1989) determinaram a %argila, w_L , w_P , I_P , A_c e S_t de 188 amostras. A partir dos valores obtidos para estas propriedades, procedeu-se ao cálculo do coeficiente de correlação entre elas. O valor de $|r|$ igual ou superior a 0,80 foi obtido entre w_L e w_P , w_L e I_P , e w_P e I_P . As correlações lineares representam cerca de 20% das correlações estudadas.

Leroueil et al. (1992) estudaram a variação de w_P em função de w_{opt} e obtiveram um coeficiente de correlação igual a 0,88. Na regressão linear, estes autores utilizaram valores propostos por diferentes autores: um de Daniel (1984), dois de Boynton e Daniel (1985), dois de Mundell e Bailey (1985), dois de Day e Daniel (1985), um de Stewart e Nolan (1987), seis de Daniel e Benson (1990), um de Elsbury et al. (1990) e nove dos próprios.

Cokca e Birand (1993) procederam à determinação da %argila, w_L , w_P , I_P , A_c , γ_{dmax} e S_i de 40 amostras e ao cálculo do coeficiente de correlação entre as mesmas. O valor de $|r|$ igual ou superior a 0,80 foi obtido entre %argila e I_P , e entre w_L e I_P . As correlações lineares representam cerca de 9,5% das correlações determinadas.

Comparando a percentagem relativa de correlações satisfatórias encontradas na bibliografia consultada, verifica-se uma importante heterogeneidade. Assim, se nos estudos de Farrar e Coleman (1967) e Sridharan et al. (1988) as percentagens se elevam a 48 e 47%, respectivamente, nos estudos de Sridharan et al. (1986), Magnan e Youssefian (1989) e Cokca e Birand (1993), estas percentagens são muito menores: 14, 20 e 9,5%, respectivamente. Entre estes dois grupos de valores extremos, situa-se a percentagem de correlações lineares obtida em Locat et al. (1984), ou seja 33%.

A percentagem de correlações satisfatórias obtida neste trabalho, 18%, está mais próxima da obtida nos trabalhos de Sridharan et al. (1986), 14% e de Magnan e Youssefian (1989), 20%.

Contudo, o principal objectivo da aplicação das técnicas de correlação linear às propriedades das amostras, ou seja a selecção de amostras representativas de entre as trinta inicialmente recolhidas, não foi possível. Com efeito, a sua aplicação não permite a descrição da informação global existente quando se consideram os parâmetros estudados no seu conjunto (Winiarski, 1994). As interrelações entre os parâmetros e os seus efeitos na estruturação da população podem nestas condições escapar na análise (Winiarski, 1994).

5.2 – Aplicação das técnicas de análise em componentes principais

Foi, por isso, necessário avaliar da possibilidade de utilizar outras ferramentas estatísticas. Com base nos resultados da pesquisa, seleccionou-se a análise em componentes principais (ACP). A ACP é um método estatístico essencialmente descritivo que permite apresentar, sob forma gráfica, o máximo de informação contida numa tabela de dados. Esta tabela é constituída, nas linhas, por “*indivíduos*” (no presente caso são as amostras) sobre os quais são medidas as “*variáveis quantitativas*” ou podendo ser consideradas como tal (no presente caso são as propriedades dos solos amostrados). Sendo a tabela de dados composta por n variáveis quantitativas, então os indivíduos podem ser representados num “*espaço a n dimensões*”. Dada a impossibilidade desta representação, a finalidade da ACP é a de encontrar “*espaços de dimensões mais pequenas*” nas quais seja possível observar melhor os indivíduos. Por razões óbvias de facilidade de visualização, os espaços retidos serão a uma dimensão ou, e este será o caso mais frequente, a duas dimensões. Este método é particularmente indicado para seleccionar amostras representativas pelas quatro razões seguintes:

- i. permite determinações essencialmente quantitativas, constituídas de variáveis de diferentes naturezas;
- ii. permite saber como se estruturam as variáveis, quer dizer quais são as que estão associadas, as que o não estão, as que vão no mesmo sentido e as que se opõem;
- iii. permite saber como se estruturam e/ou como se repartem os indivíduos, quer dizer quais são os que são comparáveis e os que não são;
- iv. revela o grau de influência das variáveis sobre a estrutura dos indivíduos.

O programa de computador ADE-4 (Thioulouse et al., 1997) foi utilizado neste trabalho para aplicar a ACP à tabela de dados constituída pelas trinta amostras e as nove propriedades seguintes: percentagem de fracção argilosa (%argila), percentagem de elementos finos (%finos), limite de liquidez w_L , limite de plasticidade w_P , limite de retracção w_S , índice de plasticidade I_P , coeficiente de actividade A_c , índice de expansibilidade livre I_e e superfície específica total S_t . Na selecção destas nove variáveis pesaram, quer a informação recolhida no estudo da correlação linear, quer o conhecimento das variáveis que fazem normalmente parte dos critérios utilizados na aceitação ou rejeição preliminar dos solos potencialmente adequados para a construção das barreiras minerais presentes nos aterros de resíduos. A Figura 6 ilustra a influência destas variáveis na estruturação da população constituída pelas trinta amostras.

Os quatro gráficos da Figura 6 mostram:

- as percentagens de variação explicadas por cada componente principal, habitualmente designadas de “valores próprios” (Figura 6a);
- a organização das nove propriedades no plano A1-A2 ou plano principal, habitualmente designado de “círculo das correlações” (Figura 6b);
- a repartição das trinta amostras nesse mesmo plano, habitualmente designado de “plano factorial A1-A2” ou “plano factorial principal” (Figuras 6c e 6d).

O gráfico de valores próprios na Figura 6a mostra que os dois primeiros eixos, quer dizer os eixos que definem o plano A1-A2 ou plano principal, explicam aproximadamente 75% da informação total. Considerou-se, por isso, que era suficiente a informação fornecida pelos eixos A1 e A2 para a selecção das amostras representativas.

O círculo das correlações na Figura 6b apresenta as correlações entre as nove propriedades seleccionadas e as duas primeiras componentes principais. Tendo em conta que uma variável é tanto melhor representada no plano quanto mais próxima estiver do círculo, pode-se concluir, com base na observação da Figura 6b, que:

- %argila, w_L e w_P são variáveis bem representadas no plano principal;
- %finos, w_S , I_P e S_t são variáveis razoavelmente representadas no plano principal;
- A_c e I_e são variáveis mal representadas no plano principal.

Para um dado eixo, as variáveis que têm os coeficientes mais elevados (em valor absoluto) são as que contribuem mais para a formação desse eixo. Assim, são as variáveis %argila, w_L , I_P e S_t que mais contribuíram para a formação da primeira componente principal A1. A variável w_S foi a que mais contribuiu para a formação da segunda componente principal A2.

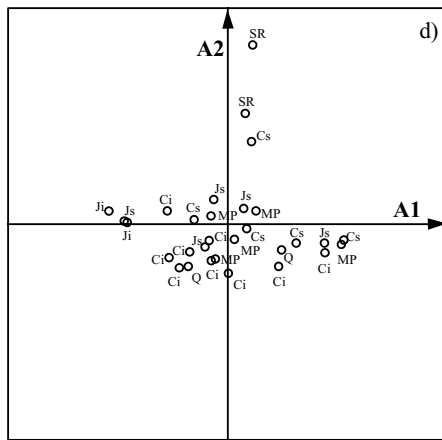
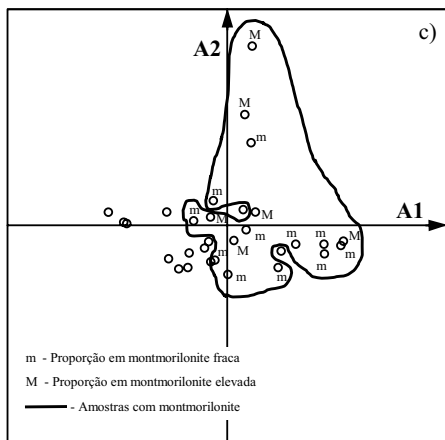
As variáveis mais ligadas ao eixo A1 são as que caracterizam a “qualidade” das amostras. As variáveis %argila, w_L , I_P e S_t situam-se sensivelmente na mesma direcção e no mesmo sentido. Isso significa que o valor absoluto destas variáveis aumenta quando a outra também aumenta, o que confirma os resultados obtidos no estudo da correlação linear entre estas variáveis. Considerando a organização das variáveis no círculo das correlações, por um lado, e a experiência geotécnica existente, por outro, conclui-se que os solos amostrados situados à direita do eixo A2 são potencialmente mais adequados para a construção das barreiras minerais dos aterros de resíduos. Com efeito, é bem conhecido que a um aumento da %argila, da plasticidade e da superfície específica, corresponde uma diminuição da condutividade hidráulica e da taxa de migração dos poluentes através dos solos.

A variável w_S é a que está mais ligada ao segundo eixo e caracteriza a retracção do solo, mas não está praticamente correlacionada com as variáveis que mais contribuíram para o “eixo da qualidade” das amostras. Este comportamento é coerente com as conclusões formadas a partir da análise da Tabela 22.

Por outro lado, as variáveis %finos e w_P contribuem quase tanto para o eixo A1 como para o eixo A2. As variáveis A_c e I_e estando mal representadas no plano A1-A2, seria necessário

Os planos factoriais A1-A2 nas Figuras 6c e 6d ilustram a repartição das amostras. As amostras foram codificadas em função da presença ou ausência de montmorilonite (Figura 6c) e em função da idade geológica (Figura 6d). Os gráficos indicam que:

-



135

Numa primeira fase, procedeu-se ao agrupamento das amostras em quatro famílias, tal como ilustra a Figura 7. Admite-se que as amostras pertencentes a uma mesma família apresentem um desempenho hidrogequímico semelhante. A delimitação de cada família de amostras foi efectuada com base em meios visuais e não a partir de um qualquer tratamento matemático ou informático. As delimitações tiveram apenas como objectivo facilitar a identificação gráfica das amostras pertencentes a cada uma das famílias.

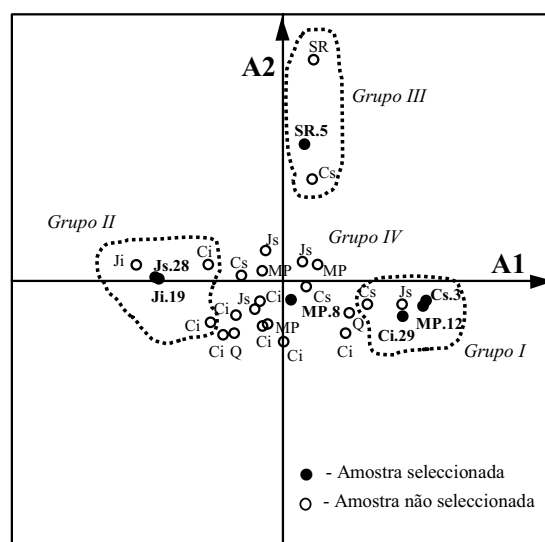


Figura 7 – Agrupamento das amostras em quatro famílias principais.

Grupo III – A este grupo pertencem as amostras que mais se demarcaram do eixo principal A1, isto é, as amostras Cs.1, SR.5 e SR.6. É provável que as amostras pertencentes a

este grupo apresentem propriedades geotécnicas mais favoráveis à construção de barreiras minerais com condutividade hidráulica mais fraca e maior capacidade de minimizar o transporte dos poluentes do que as amostras pertencentes ao Grupo II.

Grupo IV - Neste grupo estão as 17 amostras restantes. Dado o posicionamento deste grupo em relação aos outros três, admite-se que o comportamento hidrogeoquímico destas amostras se caracterizará por um comportamento intermédio ao das amostras que integram os Grupos I, II e III. Caso esta hipótese se verifique, a condutividade hidráulica e o desempenho hidrogeoquímico destas amostras deverão ser intermédios aos das amostras pertencentes aos Grupos I, II e III.

Na segunda fase procedeu-se à selecção de amostras representativas em cada uma das famílias identificadas na primeira fase. As amostras seleccionadas para a realização do estudo da condutividade hidráulica, compatibilidade solo-lixiviado, transporte advectivo e transporte difusivo, a apresentar em próximos números desta revista como foi oportunamente mencionado, foram as seguintes:

Grupo I - MP.12, Cs.3 e Ci.29;

Grupo II - Js.28 e Ji.19;

Grupo III - SR.5;

Grupo IV - MP.8.

A Figura 7 mostra o posicionamento relativo das amostras seleccionadas na população global e nas quatro famílias representadas. Seleccionou-se um maior número de amostras no Grupo I, de forma a se privilegiar as amostras com propriedades geotécnicas potencialmente mais favoráveis à construção de barreiras minerais com condutividade hidráulica fraca e maior desempenho na minimização do transporte dos poluentes.

6 – CONCLUSÕES

Tendo em vista a preparação de lixiviados em laboratório que simulassem as características dos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos, procedeu-se, com base numa pesquisa bibliográfica exaustiva, à elaboração de uma base de dados com as espécies químicas inorgânicas geralmente presentes nos lixiviados destes aterros e à identificação das principais características químicas destes lixiviados. As composições químicas dos dois lixiviados simulados em laboratório, um ácido ($\text{pH} = 4,6$) e o outro neutro a ligeiramente alcalino ($\text{pH} = 7,2$), foram estabelecidas considerando: as espécies químicas representativas dos lixiviados produzidos nos aterros de resíduos sólidos urbanos; as concentrações químicas representativas destas espécies; a evolução do pH dos lixiviados ao longo das fases de exploração e pós-encerramento dos aterros de resíduos; a mobilidade dos poluentes nos solos; a influência do pH do lixiviado na mobilidade dos poluentes; a competição iónica entre as espécies químicas no solo e as transportadas pelo lixiviado; e a influência da concentração química do lixiviado na estabilidade do sistema solo-lixiviado. Os sais seleccionados para a preparação dos dois lixiviados foram os seguintes: cloreto de amónio (NH_4Cl), brometo de zinco (ZnBr_2), cloreto de magnésio ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), sulfato de magnésio (MgSO_4), brometo de cádmio ($\text{CdBr}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), cloreto de cálcio ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), hidróxido de sódio (NaOH), hidróxido de potássio (KOH) e brometo de cobre (CuBr_2) (este sal não fez parte do lixiviado neutro a ligeiramente alcalino devido à precipitação química do cobre para o pH alcançado). De acordo com a classificação da mobilidade das espécies químicas nos solos indicada na bibliografia, as espécies seleccionadas distribuem-se em três grupos principais: os cloretos, brometos, sulfatos e o cálcio (no caso de o cálcio ser predominante no complexo de troca iónica do solo, pode ser eluviado) pertencem às espécies de mobilidade elevada; o

amónio, magnésio, potássio e cádmio às espécies de mobilidade moderada; e o sódio (no caso de o sódio estar presente no lixiviado em concentrações fracas, a sua mobilidade pode ser elevada), o cobre e o zinco às espécies de mobilidade fraca a muito fraca.

Procedeu-se igualmente à apresentação da metodologia que permitiu seleccionar e amostrar as principais formações argilosas portuguesas com potencial para constituírem uma área de empréstimo para a construção de barreiras minerais com condutividade hidráulica inferior ou igual a 1×10^{-9} m/s. A maior parte das amostras foram recolhidas nas formações sedimentares que vão do Secundário ao Quaternário e situam-se nas bordaduras meso-cenozóicas ocidental e meridional. Os resultados da caracterização dos solos amostrados no que se refere à mineralogia, composição química, granulometria, plasticidade, densidade das partículas, expansibilidade livre, superfície específica, capacidade de troca catiónica, pH do solo e condutividade eléctrica da solução do solo mostraram que estes cobriam uma vasta gama de características geotécnicas. O tratamento estatístico destas propriedades pela técnica da análise em componentes principais revelou-se adequado na selecção de amostras representativas da população inicialmente recolhida. Identificaram-se quatro famílias principais e seleccionaram-se amostras representativas a partir de cada uma das famílias, num total de sete. Esta redução no número de amostras era imposta pela maior complexidade, morosidade e custo dos ensaios necessários ao estudo da migração advectiva e difusiva dos poluentes através dos solos previsto para a segunda parte do programa de investigação.

AGRADECIMENTOS

O autor deseja manifestar o seu agradecimento à Fundação para a Ciência e a Tecnologia pelo apoio financeiro concedido a este estudo, através do Programa PRAXIS XXI, processo BD/2689/94. Agradecimentos são também devidos à Embaixada de França em Portugal e à Fundação para a Ciência e a Tecnologia pelo apoio financeiro concedido a este estudo, através do Programa de Cooperação Científico e Técnico Luso-Francês, Projecto 3N3.052.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Armstrong, J.C., Petry, T.M. (1986). Significance of specimen preparation upon soil plasticity. *Geotechnical Testing Journal*, ASTM, vol. 9, n.º 3, p. 147-153.
- Bagchi, A. (1994). *Design, construction, and monitoring of landfills*. 2nd edition. New York: John Wiley & Sons. 361 p.
- Balacó Moreira, J.C. (1974). Substâncias minerais não-metálicas do distrito de Aveiro. Contribuição para o conhecimento das suas indústrias extractiva e transformadora. *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, vol. XXIII, fasc. 1-2, p. 35-89.
- Barbosa, B.P. (1985). Os sedimentos da coluna cretácica de Aveiro-Vagos. Análise da evolução granulométrica, mineralógica e química aplicada às argilas para fins cerâmicos. *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, tomo 27, p. 99-104.
- Barone, F.S. (1990). *Determination of diffusion and adsorption coefficients for some contaminants in clayey soil and rock: laboratory determination and field evaluation*. PhD Thesis: University of Western Ontario, London. 325 p.
- Botelho da Costa, J. (1995). *Caracterização e constituição do solo*. 5.^a edição. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 527 p.
- Bowles, J.E. (1984). *Physical and geotechnical properties of soils*. 2nd edition. New York: McGraw-Hill. 578 p.
- Bruckert, S., Rouiller, J. (1994). Mécanismes de régulation du pH des sols. In *Constituants et propriétés du sol*. 2^{ème} édition. Edité pour M. Bonneau et B. Souchier, Paris: Masson, p. 511-524.

- Casal Moura, A.A., Grade, J.M.C. (1983). Argilas da região de Aveiro-Ílhavo-Vagos. Considerações sobre os pontos de vista químico-mineralógico e tecnológico. *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, vol. XXV, fasc. 3-4, p. 135-146.
- Cavalcante Rocha, J. (1995). *Traitement des sables à la bentonite pour la constitution de la barrière de sécurité passive des centres de stockage de déchets*. Thèse Génie Civil - Sols: Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. 222 p.
- Chamayou, H., Legros, J.-P. (1989). *Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol*. Paris: Presses Universitaires de France. 593 p.
- Clark, R.G. (1998). Long term behaviour and risk assessment of containment systems. *Proceedings of the 3rd International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa*, vol. 3, p. 1101-1124.
- Clement, B., Delolme, C., Winiarski, T. et al. (1993). The risks of contamination by leachates of fresh water ecosystems. *Proceedings of the 4th International Landfill Symposium Sardinia '93, Cagliari*. Cagliari: CISA, p. 1155-1166.
- Cocka, E., Birand, A. (1993). Determination of cation exchange capacity of clayey soils by the methylene blue test. *Geotechnical Testing Journal*, ASTM, vol. 16, n.º 4, p. 518-524.
- C.T.C.V. (1992). *Estudo de caracterização de matérias primas, Quinta da Queijeira, Azambuja*. Coimbra: Centro Tecnológico da Cerâmica e do Vidro, Relatório n.º 6/92. 15 p.
- Daniel, D.E. (1998). Landfills for solid and liquid wastes. *Proceedings of the 3rd International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa*, vol. 4, p. 1231-1246.
- Davis, S.N., Thompson, G.M., Bentley, H.W. et al. (1980). Ground-water tracers – a short review. *Ground Water*, vol. 18, n.º 1, p. 14-23.
- Dowdy, R.H., Volk, V.V. (1983). Movement of heavy metals in soils. *In Proceedings of the American Society of Agronomy and the Soil Science Society of America Journal*, 29 nov. - 3 dec. 1981, Atlanta, p. 229-239.
- Dunn, R.J. (1983). *Hydraulic conductivity of soils in relation to the subsurface movement of hazardous wastes*. PhD Thesis: University of California, Berkeley. 338 p.
- Ehrig, H.-J. (1989). Leachate quality. *In Sanitary landfilling: Process, technology and environmental impact*. Edited by Thomas H. Christensen, Raffaello Cossu and Rainer Stegmann, London: Academic Press, p. 213-229.
- Elliott, H.A., Liberati, M.R., Huang, C.P. (1986). Competitive adsorption of heavy metals by soils. *Journal of Environmental Quality*, vol. 15, p. 214-219.
- Evans, J.C., Sambasivam, Y., Zarlinski, S. (1990). Attenuating materials in composite liners. *In Waste containment systems: construction, regulation, and performance, Geotechnical Special Publication n.º 26*. Edited by R. Bonaparte, New York: ASCE, p. 246-263.
- Farrar, D.M., Coleman, J.D. (1967). The correlation of surface area with other properties of nineteen british clay soils. *Journal of Soil Science*, vol. 18, p. 118-124.
- Galopim De Carvalho, A.M. (1970). Sobre a existência de bentonite em Portugal. *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, vol. XIX, fasc. 3-4, p. 297-308.
- Gill, W.R., Reaves, C.A. (1957). Relationships of Atterberg limits and cation-exchange capacity to some physical properties of soil. *Soil Science Society of America Proceedings*, vol. 21, p. 491-494.
- Gillott, J.E. (1987). *Clay in engineering geology*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers. 468 p.
- Gomes, C.F. (1986). *Argilas. O que são e para que servem*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 457 p.
- Grade, J.M.C., Casal Moura, A.A. (1985). *Catálogo de argilas portuguesas utilizadas na indústria cerâmica*. Lisboa: Direcção Geral de Geologia e Minas do Ministério da Indústria e Energia. 174 p.

- Grade, J.M.C., Casal Moura, A.A. (1987). Argilas da região de Bragança. Alguns aspectos químico-mineralógicos e tecnológicos. *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, tomo 29, p. 53-57.
- Gromadecki, F. (1995). Changing of leachate-properties of newer sanitary landfills and the importance for treatment. *Proceedings of the 5th International Landfill Symposium Sardinia '95, Cagliari*. Cagliari: CISA, p. 391-395.
- Harter, R.D. (1983). Effect of soil pH and adsorption of lead, copper, zinc, and nickel. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 47, p. 47-51.
- Holtz, W.G., Gibbs, H.J. (1956). Engineering properties of expansive clays. *Transactions*, ASCE, vol. 121, p. 641-677.
- Johnson, G.W., Crumley, W.S., Boutwell, G.P. (1990). Field verification of clay liner hydraulic conductivity. In *Waste containment systems: construction, regulation, and performance*, *Geotechnical Special Publication n.º 26*. Edited by R. Bonaparte, New York: ASCE, p. 226-245.
- Knox, R.C., Sabatini, D.A., Canter, L.W. (1993). *Subsurface transport and fate processes*. Boca Raton: Lewis Publishers. 430 p.
- Lapa, A.J.R. (1965). A bentonite. *Boletim de Minas*, vol. 2, n.º 4, p. 221-235.
- Lautrin, D. (1987). Une procédure rapide d'identification des argiles. *Bulletin de Liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, vol. 152, p. 75-84.
- Leroueil, S., Le Bihan, J.P., Bouchard, R. (1992). Remarks on the design of clay liners used in lagoons as hydraulic barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 29, p. 512-515.
- Locat, J., Lefebvre, G., Ballivy, G. (1984). Mineralogy, chemistry, and physical properties interrelationships of some sensitive clays from Eastern Canada. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 21, p. 530-540.
- Magnan, J.-P., Youssefian, G. (1989). Essai au bleu de méthylène et classification géotechnique des sols. *Bulletin de Liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, n.º 159, p. 93-104.
- Manuppella, G., Balacó Moreira, J.C., Graça Costa, J.R. (1976). Substâncias minerais não-metálicas do distrito de Leiria. Contribuição para o conhecimento das suas indústrias extractiva e transformadora. *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, vol. XIX, fasc. 3-4, p. 323-361.
- Manuppella, G., Balacó Moreira, J.C., Serrano, L. et al. (1977). Argilas da região entre Rio Maior e Alcobaça (Sinclinal de A-dos-Francos). *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, vol. XXIII, fasc. 3-4, p. 147-202.
- Manuppella, G., Balacó Moreira, J.C., Moura, A.A. et al. (1985). Contribuição para o conhecimento das argilas do Algarve. *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, tomo 27, p. 59-76.
- Martins, A.A.A. (1992). *Génese e evolução de solos derivados de granitos. Estudo de uma climo-sequência no Norte de Portugal*. Tese de doutoramento: Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 620 p.
- Martins de Carvalho, P.S., Conde, L.N. (1970). Estudo geológico de alguns barreiros da região de Monte Real. *Boletim de Minas*, vol. 7, n.º 2, p. 113-130.
- Moreira, J.D.D., Pedroso Lima, L.M. (1987). Prospeção geoelectrica de argilas de Trás-os-Montes. Zona de Palaçoulo (Miranda do Douro). *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, tomo 29, p. 71-84.
- Pereira, E.V. (1994). Microscopia electrónica de varrimento (MEV). In: *Curso técnicas de caracterização química e físico-química de materiais*. Lisboa: Laboratório Nacional de Engenharia Civil, p. 11.1-11.18.
- Pereira, V.B. (1992). Nota sobre prospecção de bentonites. Áreas de ocorrência e resultados. *Boletim de Minas*, vol. 29, n.º 4, p. 375-380.

- Pereira, V.B. (1993). Prospeção de bentonites. Referência aos trabalhos realizados e resultados obtidos. *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, tomo 35, p. 35-54.
- Pereira, V.M.C. (1970). Substâncias minerais do distrito de Faro. Contribuição para o seu conhecimento. *Estudos, Notas e Trabalhos*, Serviço de Fomento Mineiro, vol. XIX, fasc. 3-4, p. 323-361.
- Phadungchewit, Y. (1990). *The role of pH and soil buffer capacity in heavy metal retention in clay soils*. PhD Thesis: McGill University, Montreal. 180 p.
- Popescu, M. (1983). Correlations between the index properties and swelling-shrinking. Characteristics of active clays. *Proceedings of the 7th Asian Regional Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Haifa*, vol. 1, p. 71-75.
- Rhoades, J.D. (1982). Cation exchange capacity. *In Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties, Agronomy monographs n.º 9*. 2nd edition. Edited by A.L. Page, Madison: American Society of Agronomy, p. 149-157.
- Roque, A.J. (2001). *Transfert advectif et diffusif de polluants inorganiques dans les barrières d'étanchéité minérales présentes dans les Centres de Stockage de Déchets. Application aux sols fins portugais*. Thèse Génie Civil – Sols. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, France. 697 p.
- Salim, I.A. (1994). *Modeling the sorption and transport of heavy metals through landfill clay liners*. PhD Thesis: Wayne State University, Detroit. 236 p.
- Shackelford, C.D. (1988). *Diffusion of inorganic chemical wastes in compacted clay*. PhD Thesis: University of Texas, Austin, 449 p.
- Sonnevelt, C., Van Den Ende, J. (1971). Soil analysis by means of a 1:2 volume extract. *Plant Soil*, n.º 35, p. 505-516.
- Sridharan, A., Rao, S.M., Murthy, N.S. (1986). Liquid limit of montmorillonite soils. *Geotechnical Testing Journal*, ASCE, vol. 9, n.º 3, p. 156-159.
- Sridharan, A., Rao, S.M., Murthy, N.S. (1988). Liquid limit of kaolinitic soils. *Géotechnique*, vol. 38, n.º 2, p. 191-198.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Doledec, S. et al. (1997). *ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software*. Lyon: Institut d'Analyse des Systèmes Biologiques et Socio-Economiques, Université Claude Bernard-Lyon I, pagination multiple.
- Thomas, G.W. (1982). Exchangeable cations. *In Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties, Agronomy monographs n.º 9*. 2nd edition. Edited by A.L. Page, Madison: American Society of Agronomy, p. 159-165.
- van Breemen, N., Wielemaker, W.G. (1974). Buffer intensities and equilibrium pH of minerals and soils: I. The contribution of minerals and aqueous carbonate to pH buffering. *Soil Science Society of America Proceedings*, vol. 38, p. 55-60.
- van Impe, W.F. (1998). Environmental geotechnics: ITC 5 activities – state-of-the-art. *Proceedings of the 3rd International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa*. Rotterdam: A.A. Balkema, vol. 4, p. 1163-1187.
- Williams, P.T. (1998). *Waste treatment and disposal*. New York: John Wiley & Sons. 417 p.
- Winiarski, T. (1994). *Analyse systémique du fonctionnement de l'interface système naturel et système anthropisé. Exemple de l'interface décharge/aquifère*. Thèse – Analyse et Modélisation des Systèmes Biologiques: Université Claude Bernard-Lyon I, Lyon. 184 p.
- Yong, R.N., Phadungchewit, Y. (1993). pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils. *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 30, p. 821-833.
- Zimmie, T.F., Doynow, J.S., Wardell, J.T. (1981). Permeability testing of soils for hazardous waste disposal sites. *Proceedings of the 10th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Stockholm*, vol. 2, p. 403-406.